



Hinc patriam sustinet

**Instituto Superior de Agronomia  
Universidade Técnica de Lisboa**



## **Fraccionamento da matéria orgânica em resíduos orgânicos e no solo**

### **Culturas Bioenergéticas**

**Pedro Daniel da Silva Rodrigues Mendes**

Dissertação para a obtenção do Grau de Mestre em  
**Engenharia de Ambiente – Tecnologias Ambientais**

Orientadora: Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil

#### **Júri:**

Presidente: - Doutora Amarílis Paula Alberti de Varennes e Mendonça, Professora Catedrática do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa.

Vogais: - Doutora Cláudia Saramago de Carvalho Marques dos Santos Cordovil, Professora Auxiliar do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

- Doutor Luís António de Mendonça Costa, Professor Convidado da Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Brasil.

Lisboa, 2011

## **Agradecimentos**

Bem é óbvio que tinha de começar por agradecer à incrível Dona Paula Cristina Gonçalves da Silva, que todos os dias, especialmente nas tardes, esteve sempre lá para cada pequena ou grande dúvida e dezenas de ajudas que eu precisei. Dificilmente teria feito este trabalho com tanta boa disposição sem a sua agradável companhia.

À minha Orientadora, agradeço a paciência que teve para aturar os meus atrasos, agradeço todos os incentivos que me deu, tudo aquilo que me ensinou ao longo destes anos e acima de tudo as oportunidades que sem si não teria tido e das quais nunca me esquecerei.

Ao Investigador, colega e amigo Tiago Alves, que mesmo quando não podia lá estar respondia sempre às minhas perguntas e tanto me ensinou desde o primeiro dia.

À professora Amarílis de Varennes, por me facilitar um laboratório com excelentes condições, no qual pude fazer o meu trabalho à minha medida. Sem dúvida que considero aqueles cerca de 64m<sup>2</sup> o melhor laboratório da minha faculdade.

Às minhas grandes e queridas colegas, mas acima de tudo amigas, Marisa, Nathalie, Cláudia, Ana Pacheco, Catarina e Sílvia, por estarem sempre lá para ajudar, animar, gracejar, baralhar, implicar, simplesmente estarem. Foi uma longa caminhada todos estes anos de faculdade mas que só vão deixar saudades, disso estou certo. À Ana Lúcia, que basicamente vinha bem incomodar para dois dedos de conversa que tão bem serviam para descansar um pouco.

E claro, agradeço a todos os meus amigos que não pude aqui referir por serem os melhores amigos que se podem ter no mundo, com um especial destaque para os da minha casa em Lisboa, que são como uma pequena grande família longe de casa.

Agora falta a minha família, aos meus Super Pais, que sempre deram o máximo dos máximos para eu chegar onde cheguei. Eles são aqueles que sempre me apoiaram nas minhas decisões e mesmo que eu falhasse nunca me deixaram desanimar. Nunca vos conseguirei retribuir tudo o que me deram temo, com isto da Troika a ajudar especialmente.

E por fim aos meus dois brilhantes manos, Nuno e Gonçalo, mais que irmãos são amigos que me dão na cabeça para que eu seja melhor e acho que nunca vos agradeço que chegue por isso.

Obrigado a todos.

## Resumo

De entre as muitas actividades produtivas existentes na nossa sociedade, duas são notórias pela sua relevância poluidora no panorama geral existente, a produção resíduos de origem urbana e os estrumes gerados por produções de aves. Realizou-se um ensaio de incubação *in situ* segundo o método de “litterbag” que pretendeu estudar a mineralização de resíduos sólidos Urbanos compostados (RSU) e estrume de galinha poedeira (EA), por enterramento dos resíduos junto das raízes de três espécies lenhosas: Eucalipto, Salgueiro e Choupo, de três espécies herbáceas: Cana do Açúcar, Capim Elefante e Cana Reino, assim como numa parcela sem coberto vegetal que foi tida como testemunha. Este ensaio foi realizado durante 365 dias. Um ano após o enterramento dos sacos, realizou-se a colheita e pesagem dos sacos, e o fraccionamento da matéria orgânica remanescente dos resíduos enterrados, (lípidos, açúcares, celulose e a lenhina).

Palavras-chave: lenhosas, herbáceas, mineralização, resíduos orgânicos, fraccionamento, matéria orgânica

## Abstract

Among the many productive activities in our society, two are notorious for their relevance in environmental pollution: urban production of waste and poultry manure from animal breeding activities. This *in situ* incubation using the method of "litterbag" intended to study the mineralization of municipal solid waste (MSW) and poultry manure through the burial of the wastes near the roots of three woody species: Blue Gum, Willow and Black Cottonwood; and three herbaceous species: Sugar Cane, Giant Cane and Elephant Grass, as on a bare soil plot as control.

This experiment was performed for 365 days. One year after the burial of the bags, these were collected, weighted for mineralization estimate and the remaining residues, as well as the soil in the rhizosphere were fractionated for the organic matter (lipids, sugars, cellulose and lignin).

Keywords: trees, herbaceous, mineralization, organic waste, fractionation, organic matter

## Extended Abstract

The world population growth allied with the structures necessary to support their activities and specially human feeding, leads to the production of various types of waste where recycling is not possible in many cases.

As an example, the municipal solid waste (MSW) and the poultry manure (EA) are wastes with fertilizer value and interesting large amounts of organic matter (OM). The use of such wastes as soil improvers would lead to a recycling of organic matter, reducing the pollution related to their elimination, treatment or disposal.

Given that the continued reduction of the content of organic matter in Mediterranean soils is one of the most important causes of soil degradation (Garcia et al., 1991), it can be considered the specific case of Portugal where it is estimated that 66% of the land are of poor quality and 68%, are subject to high erosion risk (Lisbon Meteorological Institute, 2009, European Environment Agency, 2004). This fact, associated with inefficient agricultural practices and increasingly warmer climates, leading to decreased soil OM, makes it very interesting to study the application of organic fertilizers to the soil.

The organic matter in soil is a major factor which determines their natural fertility (Stevenson, 1994). The presence of organic matter in soil will not only improve the soil structure but will also promote the dynamic interactions which occur within it, which directly and indirectly affect the microflora of the substrate (Stevenson, 1994). By increasing the content of soil organic carbon (SOC), we are improving soil structure, reducing erosion and improving water quality. At the same time we increase the biomass and agricultural productivity, improve environmental quality by enhancing adsorption of pollutants from natural waters and reducing concentration of atmospheric carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) (Pedra et al., 2006). For residues to be applied to soil, some authors suggest that the materials should be composted before application in order to achieve a biological transformation of the organic matter, avoiding potential loss of nutrients (Beloso et al. 1993; Gliotti et al., 1997), as well as reducing the risk of pathogen contamination.

Although a recovery of residue and as noted above, potentially having drawbacks, its use as a corrective can be quite beneficial to the soil and to the waste management sector.

## Índice

Agradecimentos .....	i
Resumo .....	ii
Abstract .....	iii
Extended Abstract.....	iv
Lista de quadros e figuras.....	vi
Lista de abreviaturas .....	vii
Capítulo 1 - Introdução.....	1
1.2. Objectivo.....	2
Capítulo 2 – Revisão bibliográfica .....	4
2.1. Importância da Matéria orgânica no solo.....	4
2.1.1. Constituição .....	4
2.1.2. Benefícios .....	6
2.2. Problemática dos resíduos, vantagens e desvantagens da sua aplicação ao solo .....	8
2.2.1. Conjuntura .....	8
2.2.2. Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) .....	11
2.2.3. Estrume de aviário .....	13
Capítulo 3 - Material e métodos. Resultados e discussão.....	16
4. Conclusões.....	17
5. Sugestões de Melhoramento da Metodologia .....	19
Referencias Bibliográficas .....	20
Anexos.....	A

## Lista de quadros e figuras

Figura 1: Vista aérea do ISA e realce do local do campo BIOENERGISA.....	2
Figura 2: Esquema de constituição da matéria orgânica e substâncias húmicas.....	5
Figura 3: Composição média dos RSU .....	12
Tabela 1: Vantagens e desvantagens do uso de fertilizantes orgânicos .....	10
Tabela 2: Quantitativos de resíduos Urbanos e equiparados por Operação de Gestão	11
Tabela 3: Principais aspectos da composição de estrumes de galinhas poedeiras .....	14

## **Lista de abreviaturas**

C – Carbono

CO<sub>2</sub> – Dióxido de Carbono

C/N – Razão Carbono Azoto

EA – Estrume de Aviário

MO – Matéria Orgânica

MOS – Matéria Orgânica do Solo

N – Azoto

P - Fósforo

COS – Carbono Orgânico no Solo

RSU – Resíduos Sólidos Urbanos



## Capítulo 1 - Introdução

### 1.1. Introdução

O crescimento populacional a nível mundial, em conjunto com a criação das estruturas necessárias às suas actividades e sustento, com principal destaque na sua alimentação, leva à produção de resíduos de diversos tipos sem possibilidade de reaproveitamento local em grande parte dos casos.

Como exemplo, os Resíduos sólidos urbanos (RSU) e os estrumes de aviários (EA), são resíduos que contêm um grande valor fertilizante e quantidades interessantes de matéria orgânica (MO). Como tal, o aproveitamento deste tipo de resíduos como correctivos orgânicos de solo levaria a um reaproveitamento dessa matéria orgânica, diminuindo da poluição inerente à sua eliminação, tratamento ou deposição.

Tendo em conta que a constante diminuição do conteúdo de matéria orgânica nos solos Mediterrâneos é uma das mais importantes causas da sua degradação (Garcia et al, 1992), pode considerar-se o caso específico de Portugal onde se estima que 66% dos solos sejam de má qualidade e 68% estejam sujeitos a elevados riscos de erosão (Lisbon Meteorological Institute, 2009; European Environment Agency, 2004). Este facto, associado a práticas agrícolas ineficientes e climas cada vez mais quentes, levam à diminuição da MO no solo, tornado assim interessante estudar a aplicação de correctivos orgânicos no mesmo.

A matéria orgânica existente num solo é um dos principais factores que determina a sua fertilidade natural (Stevenson, 1994). A presença da matéria orgânica num solo vai, não só melhorar a estrutura do solo como vai também promover as interacções dinâmicas que ocorrem no seu interior, o que afecta directa e indirectamente a microflora do substrato (Stevenson, 1994). Ao aumentarmos o conteúdo de carbono orgânico no solo (COS), melhoramos a sua estrutura, reduzimos a erosão, melhorando assim a qualidade da água, incrementando a biomassa e produtividade agronómica, melhorando a qualidade ambiental pela adsorção de poluentes e reduzindo a concentração de dióxido de carbono atmosférico (CO<sub>2</sub>) (Pedra et al., 2006).

Em relação aos resíduos a aplicar ao solo, alguns autores sugerem que os materiais devem ser compostados antes de serem aplicados ao solo, de modo a atingirem as transformações biológicas da matéria orgânica evitando potenciais riscos de perdas de nutrientes, bem como de contaminações microbiológicas e patogénicas (Beloso et al., 1993; Gliotti et al., 1997).

Apesar da reciclagem de um resíduo no solo, como referido acima, poder ter os seus inconvenientes, a sua utilização como correctivo pode ser bastante benéfica tanto para os solos como para o sector da gestão de resíduos.

## 1.2. Objectivo

A investigação experimental desenvolvida com vista à obtenção do grau de mestre, teve como objectivo estudar o efeito da valorização orgânica de resíduos de origem urbana e da produção aviária, em espécies lenhosas e herbáceas.

Para a elaboração deste trabalho foi instalado um ensaio *in situ*, no Instituto Superior de Agronomia no campo Bioenergisa (Figura 1), um local dedicado à divulgação, sensibilização e experiência pedagógica sobre plantas utilizadas na produção de energia, encontrando-se direccionado para estudantes, professores, empresários agrícolas e florestais e público em geral, nas imediações de uma zona denominada de Terra Grande. Em termos de características geomorfológicas, o solo local é um Vertissolo, de regime xérico (Medina, 1993).



**Figura 1: Vista aérea do ISA e realce do local do campo BIOENERGISA  
(Adaptado de Google Earth e foto do Autor)**

O método seleccionado para realizar o estudo foi o de “litter bags” (OCDE, 2006) dentro dos quais foram colocados os resíduos, nomeadamente resíduos sólidos urbanos compostados (RSU) e estrume de aviário (EA). Seguidamente, os sacos foram enterrados em blocos casualizados nas imediações das raízes de três espécies lenhosas, o Eucalipto (*Eucalyptus globulus* L.), o Salgueiro (*Salix salviifolia* ssp.), e o Choupo (*Populus trichocarpa*

Torr. & Gray), e de três espécies herbáceas, a Cana do Açúcar (*Saccharum officinarum* L.), o Capim Elefante (*Pennisetum purpureum* L.), e a Cana Reino (*Arundo donax* L.). De modo a existir um ponto de comparação foram também enterrados sacos com os resíduos em zonas sem coberto vegetal, com o intuito de servirem de testemunha.

O período considerado para o estudo foi o de 365 dias (1 ano). Para tal foram desenterrados os “litter bags” no final deste período, e retirada a camada de solo que envolvia a sua metade inferior para o posterior fraccionamento da matéria orgânica, de modo a se avaliar o efeito da presença de raízes na mineralização da MO, com vista a avaliar o contributo dos respectivos resíduos na melhoria dos níveis de MO no solo.

## Capítulo 2 – Revisão bibliográfica

### 2.1. Importância da Matéria orgânica no solo

#### 2.1.1. Constituição

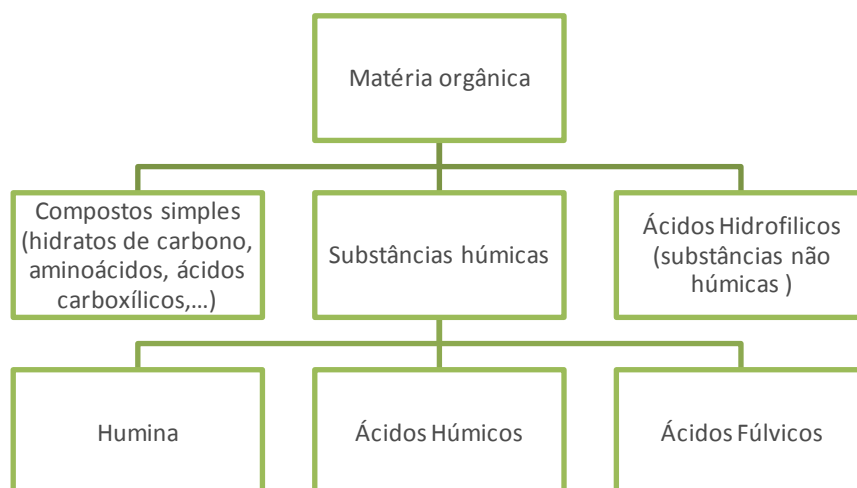
A matéria orgânica (MO) do solo consiste num grande conjunto de compostos orgânicos (carbonados), incluindo organismos vivos (biomassa do solo), restos de organismos que outrora ocuparam o solo, e compostos orgânicos produzidos por metabolismos presentes ou existentes no passado no solo (Brady et al., 1999).

A decomposição de restos de plantas e animais no solo constitui um processo biológico básico no qual carbono (C) é recirculado (ou seja perdido) para a atmosfera na forma de dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e os elementos associados (azoto, N; fósforo, P; enxofre, S; e vários micro nutrientes) aparecem em formas necessárias às plantas superiores. Neste processo, algum do C é assimilado no tecido microbiano (biomassa do solo) e parte é convertido em húmus (Stevenson, 1994). Esta MO resultante de decomposição tende a acumular-se no horizonte mais elevado do solo, designado por horizonte A (Brady et al., 1999).

A decomposição da MO é feita pela acção de um variado leque de microrganismos do solo, em dois processos fundamentais, a mineralização e a humificação. Como resultado da humificação, vão formar-se novas moléculas com características muito próprias, elevada complexidade e resistência à degradação. O húmus é constituído por núcleos aromáticos ligados a aminoácidos, açúcares aminados péptidos e compostos alifáticos (Fernandes, 2009). Durante períodos de tempo que vão desde horas a séculos, a MO é perdida do solo e, devido a essa perda, adições repetidas de novos resíduos de plantas ou animais são necessárias para manter constante o teor de matéria orgânica do solo (Brady et al., 1999).

Solos diferentes apresentam teores de MO diferentes, solos áridos com valores inferiores a 1% de MO ou solos orgânicos com valores acima 15% de MO, com os solos minerais das regiões temperadas a apresentarem valores na ordem dos 1 - 3% de MO. Desta MO, 0,5% estão sob a forma de compostos orgânicos azotados, o que equivale a dizer que nos solos minerais de regiões temperadas encontramos 0,05 – 0,15% de azoto (N) orgânico o que representa mais de 95% do azoto total do solo. Tanto a mineralização dos resíduos orgânicos incorporados como a da MO endógena relacionam-se com a degradação da celulose, hemicelulose, lenhina, proteínas, açúcares e amido em amónio ( $\text{NH}_4^+$ ), a principal forma de N mineral no solo (Alves, 2009).

De um ponto de vista agronómico, a MO é dividida em dois grupos principais: disponível (lábil) e estável (Stevenson, 1994) ou seja, reflectindo o grau a que são susceptíveis ao ataque microbiano e subsequente decomposição (Billings, 2006). Inclui-se no principal grupo, o “disponível”, os restos frescos de plantas, a fracção facilmente mineralizável (resíduos em várias etapas de decomposição), a biomassa e substâncias não húmicas desligadas dos constituintes minerais (Stevenson, 1994). As substâncias húmicas são tradicionalmente classificadas pela sua solubilidade. Os compostos mais solúveis, tanto em bases como em ácidos, são designados por Ácidos Fúlvicos (AF). As substâncias solúveis apenas em ácidos são designadas por Ácidos Húmicos (AH). Por fim, a fracção mais resistente, insolúvel tanto em ácidos como em bases, designa-se por Humina (Fernandes, 2009). Pelo esquema do Figura 2 é possível perceber melhor as relações entre a matéria orgânica e as substâncias húmicas.



**Figura 2: Esquema de constituição da matéria orgânica e substâncias húmicas**  
(Adaptado de Berthe et al., 2007)

A matéria orgânica mantém a produtividade do solo especialmente num cenário de agricultura sustentável, onde se procura utilizar os resíduos orgânicos como fertilizante e como melhorador da qualidade do solo. O teor de MO no solo está assim relacionado com os *inputs* de resíduos e é influenciada por padrões de decomposição tal como é afectada pelo clima e factores que perturbem a actividade microbiana (Stevenson, 1994). Apesar de tudo, a matéria orgânica compreende apenas uma pequena fracção da massa total de um solo, representando em média 1-6% do peso. (Brady et al., 1999).

### 2.1.2. Benefícios

Vários estudos têm demonstrado que o fornecimento de MO exógena (como resíduos orgânicos) pode, não só modificar a quantidade de MO do solo, mas também a qualidade do solo (Sebastia et al., 2007).

Ao aumentar-se o conteúdo de carbono orgânico do solo (SOC) está-se a melhorar a qualidade do solo e água, reduzir a erosão do solo, aumentar a biomassa e a produtividade agronómica, melhorando também a qualidade ambiental pela adsorção de poluentes das águas naturais e redução da concentração do CO<sub>2</sub> atmosférico (Pedra et al., 2006). De facto existe mais carbono armazenado nos solos do mundo que na biomassa vegetal global e atmosfera combinadas (Brady et al., 1999).

A matéria orgânica do solo “estabiliza o pH do solo, o qual tem um papel fulcral no suprimento de nutrientes e na sua disponibilidade para as plantas” (Nyakatawa et al., 2000) contribuindo para o crescimento das mesmas pelo efeito nas propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Serve também de fonte de nutrientes como o azoto (N), fósforo (P) e enxofre (S) para o crescimento das plantas, e na função biológica afecta profundamente as actividades da microflora e microfauna, e finalmente, uma função física em que promove uma boa estrutura do solo, facilitando desta maneira o arejamento e a retenção da água no solo (Stevenson, 1994).

Ao ser integrada no solo, a MO agrega as partículas minerais numa estrutura que é largamente responsável por uma condição física que torna os solos mais produtivos (Brady et al., 1999). Tal é devido ao facto de as partículas de matéria orgânica ao se decomporem, envolvendo os agregados já presentes no solo, com uma membrana fina que os protege de degradação (Grosbellet et al., 2010), substâncias essas semelhantes a “cola” e produzidas por vários organismos do solo, incluindo as mucilagens das raízes de plantas (Brady et al., 1999). A deterioração da estrutura do solo que advém de mobilização intensa é usualmente menos severa em solos devidamente fornecidos por húmus (Stevenson, 1994).

O húmus pode ser definido como um grupo de materiais orgânicos e organominerais, formados de acordo com a influência das actividades biológicas do solo, levando à humificação e incorporação de material orgânico dentro de matriz mineral (Mori et al., 2008). A forma de húmus, isto é, a disposição vertical da matéria orgânica nos solos, é conhecida por ser influenciada por factores bióticos (quantidade e qualidade de resíduos, comunidade microbiana e animal do solo), e abióticos (clima, rocha mãe e tipo de solo) (Ponge et al., 2011). Usualmente o húmus assume uma cor castanha ou negra e é um conjunto de compostos orgânicos complexos, que permanecem no solo visto serem relativamente resistentes à degradação, nomeadamente por mineralização (Brady et al., 1999). Por outro lado, devido a essa tonalidade escura, o solo também aquece mais facilmente, fomentando

o crescimento das plantas (Stevenson, 1994). A qualidade dos resíduos de culturas, resultante da composição das espécies florestais e condições de crescimento das árvores, é como tal reconhecida por influenciar e ser influenciada pelas formas de húmus e redes de tróficas associadas (Ponge et al., 2011). As cargas superficiais do húmus, tal como as da argila, adsorvem tanto os iões dos nutrientes como moléculas de água (Brady et al., 1999). Quando as condições edafo-climáticas determinam a perda de húmus, os solos tem tendência a tornarem-se duros, compactos e propensos a formarem torrões, dificultando assim as práticas agrícolas (Stevenson, 1994). É a adição frequente de resíduos orgânicos que levam à síntese de compostos orgânicos complexos (ex. polissacarídeos), que aglutinam as partículas de solo em agregados. É assim mais fácil a infiltração e percolação da água pelo solo, aumentando a sua capacidade de resistir à erosão (Stevenson, 1994) e facilitando a penetração das raízes (Cordovil, 2004). A manutenção ao longo do tempo destes agregados é um bom indicador da qualidade de um solo (Grosbellet et al., 2011).

Outros factores que são positivamente influenciados pela MOS incluem a capacidade de troca de catiões, retenção de água, actividade microbiana, infiltração de água e ar, e a temperatura do solo (Nyakatawa et al., 2000). A água é mantida dentro de poros do solo, a qual contém milhares de substâncias orgânicas e inorgânicas dissolvidas, sendo mais correcto designá-la por solução de solo. Uma função importante que cabe à solução de solo, é a de constantemente reabastecer as raízes das plantas através de nutrientes dissolvidos (iões de cálcio, potássio, azoto e fósforo, etc.) (Brady et al., 1999).

Um factor que é vital à respiração e crescimento das plantas e que também usa o sistema de poros do solo anteriormente mencionado, é o abastecimento de oxigénio e outros gases às raízes (Stevenson, 1994). No interior dos poros, alguns gases são consumidos pelas raízes das plantas e/ou reacções microbianas, enquanto outros são libertados. Devido às variadas reacções que aqui acontecem, os gases do solo são caracterizados por uma concentração de humidade e de CO<sub>2</sub> maior que a do ar atmosférico (Brady et al., 1999), ambas condições favoráveis ao desenvolvimento das plantas.

Uma fracção de grande importância no solo é também a biomassa e esta é igualmente afectada pela matéria orgânica. De facto, os compostos constituintes de resíduos orgânicos são utilizados pelos microrganismos do solo como fonte de energia e na síntese das suas próprias células, estabelecendo-se um equilíbrio dinâmico (Cordovil, 2004). Segundo Lima et al. (2009) “após 8 anos da aplicação de um composto (estrume), foi encontrada no solo uma actividade microbiana melhorada”. Por outro lado, e embora não seja sempre o caso, “o fornecimento abundante de matéria orgânica poderá favorecer o crescimento de organismos saprófitos ao invés de parasíticos, e outros compostos biologicamente activos no solo, como antibióticos e certos ácidos fenólicos, estimulando

também a habilidade de algumas plantas para resistir ataques de organismos patogénicos” (Stevenson, 1994).

É importante referir que, apesar de tudo o que foi dito acima, e serem reais e documentados os benefícios atribuídos à MO, o solo é um sistema com muitos componentes e materiais intervenientes. Como tal as propriedades do solo representam um resultado da interacção entre todos esses factores, não se podendo atribuir todos os benefícios simplesmente à vertente orgânica do solo (Stevenson, 1994).

## **2.2. Problemática dos resíduos, vantagens e desvantagens da sua aplicação ao solo**

### **2.2.1. Conjuntura**

A utilização de resíduos orgânicos como fertilizantes em culturas não é algo novo, apenas no período posterior à Primeira Guerra Mundial com o aparecimento de fertilizantes minerais o seu uso foi desaparecendo. No entanto os resíduos orgânicos apresentam vantagens em relação aos fertilizantes minerais, tal como a de serem capazes de fornecer simultaneamente macro e micronutrientes, ao contrário dos minerais, onde tal é feito usualmente em intervenções separadas (Fernandes, 2009). Se a qualidade for garantida, os resíduos orgânicos irão agir não só como uma fonte de nutrientes, mas também aumentar o volume, biodiversidade e actividade da população microbiana no solo, influenciando a estrutura, retorno de nutrientes e muitos outros parâmetros físicos, químicos e biológicos relacionados (Albiach et al., 2000).

Embora o aproveitamento de resíduos orgânicos tenha vantagens, os resíduos orgânicos raramente tem níveis de nutrientes semelhantes em diferentes épocas do ano, podendo ainda apresentar inconvenientes de foro ambiental, como patogéneos, excessos de metais e outros elementos minerais no solo e sua subsequente lixiviação (em especial no caso do azoto), e aumento de pH. Uma das soluções utilizadas na maioria dos casos de modo a ultrapassar estas contrariedades é a compostagem, “um processo de oxidação biológica através do qual os microrganismos decompõem os compostos constituintes dos materiais libertando dióxido de carbono e vapor de água, onde se submete o resíduo biodegradável à decomposição aeróbia por meio de microrganismos decompositores, resultando numa estabilização biológica dos substratos orgânicos sob condições que favorecem o desenvolvimento de temperaturas termofílicas que derivam da produção biológica de calor” (Brito, 2008). Consegue-se assim um composto de mais fácil e segura aplicação ao solo.



Os custos de tratamento destes resíduos embora possam ser elevados, deverão ser compensados pelos benefícios apresentados em termos da disposição de resíduos que de outro modo iriam para aterro ou outro destino, com melhoria do estado actual e futuro dos solos e mesmo do ponto de vista económico. Segundo Qazi et al. (2009) a aplicação repetida de resíduos sólidos urbanos compostados em terrenos argilosos, em culturas de arroz e trigo com uma gestão adequada de pragas, melhorou significativamente os rendimentos da produção de arroz.

Apesar das vantagens, factores como época de aplicação, toxidade e uma falta de homogeneidade constante criam alguns impedimentos à sua utilização.

Em geral, resíduos com uma relação baixa de carbono azoto (C/N) sofrem uma mineralização rápida, isto evita a criação de concentrações elevadas de azoto no solo e impede a criação de situações de imobilização. O oposto ocorre quando existe uma alta razão de C/N, ocorrendo então uma lenta libertação dos nutrientes o que pode por sua vez não provir suficientemente às necessidades das plantas (Cordovil, 2004). Para os solos manterem uma boa produtividade agrícola, a matéria orgânica é indispensável (Agbede et al., 2008). No caso de resíduos com C/N elevadas, estes contribuem mais para o aumento de MO no solo do que para a nutrição das plantas neles cultivadas.

O N orgânico no RSU compostado precisa de tempo até estar disponível para as culturas, especialmente quando estes têm uma razão C/N elevada, devido à redução na disponibilidade de N e outros nutrientes minerais importantes nas plantas em crescimento, pela imobilização em formas orgânicas (Montemurro, 2005). Embora essa aplicação tenha que por vezes ser realizada em grandes quantidades de modo a se obterem os valores de nutrientes necessários, existem perigos relacionados com o uso excessivo de resíduos orgânicos. A possível presença de bactérias, fungos e protozoários nos resíduos, que os tornam susceptíveis de originar problemas sanitários pelo consumo de água contaminada (Cordovil, 2004). Por estas razões, os agricultores e o público em geral receiam que o uso de resíduos orgânicos, como o RSU compostado, possam conter níveis elevados de contaminantes, incluindo metais pesados, e que estes possam poluir o solo, tendo efeitos nocivos na produtividade das culturas (Warman et al., 2009). Esta preocupação tem especial fundamento, se os resíduos forem aplicados fora das estações apropriadas (embora possa variar dependendo das culturas a aplicar). O ideal será sempre a aplicação dos materiais orgânicos na Primavera, dado que em épocas de Outono ou Inverno a ocorrência de precipitação, particularmente coincidente com a aplicação do resíduo, favorece lixiviação e subsequente perda de N (Cordovil, 2004). Além disso, o esperado aumento da temperatura superficial do solo devido ao aquecimento global irá por sua vez aumentar a mineralização da matéria orgânica do solo (MOS), implicando uma ainda maior necessidade de corrigir o teor de MO do solo (Barral et al., 2009), implicando um cada vez maior custo de transporte e

aplicação. Poluição atmosférica devida a odores decorrentes da perda de N por volatilização de  $\text{NH}_3$  é outro factor ambiental negativo com impacte social que deve sempre ser levado em conta (Cordovil, 2004).

Visto que o uso de correctivos depende das reais necessidades do solo, usualmente calcula-se a quantidade de resíduo a aplicar em relação ao nutriente menos disponível e no caso de ser o P (embora usualmente seja o N), tal pode levar a casos em que o N não esteja em suficiente quantidade para permitir um bom rendimento agrícola (Warman, 2009).

Contudo, talvez um dos maiores impedimentos ao uso generalizado de resíduos orgânicos, não se prenda tanto com os seus impactes no solo, mas com a sua génese. A constituição e distribuição geográfica, varia significativamente, isto implica que não só o resíduo pode estar distante do local onde é necessária a sua aplicação (aumentando o custo de transporte) como também pode não conter os nutrientes necessários e em quantidade adequada. Esta falta de homogeneidade entre locais, dificulta o livre uso deste recurso como fertilizante, dado que não é possível estandardizar a sua utilização devido à variação da presença ou não de certos nutrientes, e da sua real disponibilidade e/ou quantidade (Cordovil, 2004).

Na tabela 1 seguinte, em forma de resumo, estão indicados os principais pontos em favor e contra a utilização de fertilizantes orgânicos no sector agrícola.

**Tabela 1: Vantagens e desvantagens do uso de fertilizantes orgânicos**  
(Adaptado de Cordovil, 2004)

Vantagens	Desvantagens
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento do teor de matéria orgânica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa massa volúmica dos resíduos</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento da capacidade de retenção de água</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Natureza heterogénea dos produtos</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Melhoria do estado de agregação e drenagem do solo</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Baixa concentração de macronutrientes aliada e/ou elevada dos micronutrientes</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento da actividade microbiana</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Custos de remoção de patogéneos e contaminantes</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aumento da população da mesofauna</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Imprevisibilidade do comportamento futuro de elementos como o N e outros</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Redução de perdas de N por escoamento e erosão</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Necessidade da aplicação de grandes quantidades de resíduos orgânicos</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Maior facilidade de mobilização</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perdas por erosão e escoamento superficial e posteriores contaminações</li> </ul>
<ul style="list-style-type: none"> <li>• Menor resistência à penetração das raízes</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Possível imobilização do N apesar de aparente carência da cultura</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Perdas gasosas de N na forma de <math>\text{NH}_3</math></li> </ul>

## 2.2.2. Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU)

Uma das maiores dificuldades que os meios urbanos têm de enfrentar em termos de saúde pública e ambiente, especialmente no clima consumista em que vivemos, é o dos resíduos sólidos urbanos (RSU).

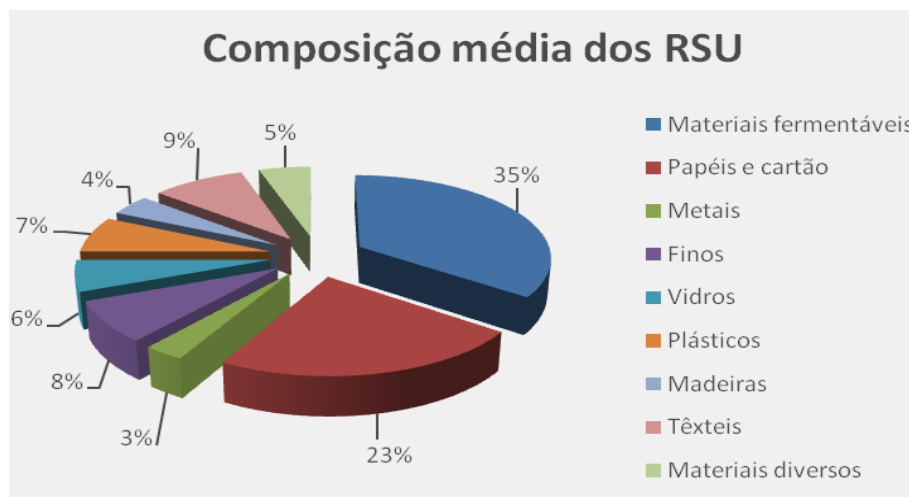
Conforme está estabelecido no Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de Setembro, considera-se Resíduo Urbano o resíduo proveniente de habitações bem como outro resíduo que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações, desde que a produção diária não ultrapasse os 1100 L por produtor. Note-se que nos dados seguintes os resíduos de actividades como a dos serviços, comerciais e de saúde são incluídos.

Em 2009 cada português residente em Portugal Continental gerou cerca de 511 kg/ano de resíduos e destes apenas 13% foram alvo de escolha selectiva de modo a serem reciclados, ou seja 67 kg (Instituto Nacional de Estatística, 2009). Resulta assim uma produção aproximada de 5185 Mtu de RSU, com uma tendência de crescimento de 3% observada desde 2008 (Instituto Nacional de Estatística, 2009), significativamente mais do que o previsto no plano de gestão de resíduos PERSU II que apontava para 2009 uma meta de 5043 Mtu de RSU. É de notar que dessas 5185 Mtu de RSU só 8,1% foram reencaminhados para valorização orgânica, ainda assim observou-se um crescimento de 6% na valorização relativamente ao ano anterior (PNGR, 2011; Instituto Nacional de Estatística, 2010). Na Tabela 2 é possível constatar a tendência crescente da quantidade de resíduos gerados desde metade da década passada.

**Tabela 2: Quantitativos de resíduos Urbanos e equiparados por Operação de Gestão  
(Adaptado de Agencia Portuguesa do Ambiente 2010)**

Ano	Aterro		Valorização Energética		Valorização Orgânica		Recolha selectiva		Total
	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)	(%)	(t)
2009	3200676	62,0	958883	19,6	418404	8,1	606629	11,7	5184592
2008	3372505	65,5	869262	16,9	377175	7,3	535492	10,4	5154434
2007	3014311	64,8	825938	17,8	318269	6,8	489703	10,5	4648222
2006	3040953	65,5	854578	18,4	298600	6,4	446973	9,6	4641103
2005	2838373	63,5	937102	21,0	310433	6,9	384961	8,6	4470869

Devido à constante opção por produtos descartáveis, própria de países mais desenvolvidos, o conteúdo de materiais não reutilizáveis ou dificilmente degradáveis existente nos RSU tem aumentado (Cordovil, 2004), aliado a uma variabilidade relativa às diferentes zonas geográficas onde são produzidos, variações sazonais e às tecnologias de tratamento e armazenamento (Fernandes, 2009). Estas variações levam a uma incerteza na constituição dos RSU e no seu possível reaproveitamento. Temos assim que os RSU's são constituídos geralmente por: materiais fermentáveis (27-42%), papéis e cartão (18-27% p/p), metais (3-2%), finos (9-13%), vidros (5-7%), plásticos (9-13%), madeiras (4%), têxteis (3-10% p/p) e materiais diversos (3-5%) (Cordovil, 2004). Dados estes mais perceptíveis na Figura 3 que se encontra em baixo.



**Figura 3: Composição média dos RSU**  
(Adaptado de Cordovil, 2004)

Existem no entanto riscos inerentes à aplicação destes resíduos, principalmente na possível presença de metais pesados e no risco de salinização do solo com elevação do pH (Alves, 2009). De modo a ser possível e viável o aproveitamento dos materiais degradáveis que ainda existem nos RSU, alimentos, materiais fermentáveis, papel e restos de madeira, o caminho mais seguro é o da compostagem e posterior aplicação no solo. Alguns autores tal como Caravaca et al. (2003) sugerem que os correctivos orgânicos devem ser compostados antes de aplicados ao solo, de modo a se conseguir uma transformação biológica na matéria orgânica evitando a presença de substâncias orgânicas com um baixo peso molecular, que poderão ser fitotóxicas. Uma vez estando o resíduo estabilizado, é possível fornecer ao solo matéria orgânica e nutrientes vegetais a médio e longo prazo de modo mais controlado,

ultrapassando-se as “limitações de cheiro, presença de patogéneos e características físico-químicas que os tornam instáveis e impróprios para utilização em fresco”(Cordovil, 2004). A adição de composto de RSU ao solo pode de facto influenciar positivamente o rendimento das plantas, mas esse aumento de rendimento nem sempre é directamente relacionado com os nutrientes fornecidos pelos RSU, mas sim pela melhoria geral das condições físicas do solo derivado dessa aplicação (Montemurro, 2005).

### **2.2.3. Estrume de aviário**

Com a aplicação de novas regras impostas pela União Europeia no sector de produção de ovos de galinha relativamente à substituição das baterias convencionais até 2012, o sector encontra-se em reestruturação, sem previsibilidade de, a curto prazo, promover aumentos do efectivo em postura (Instituto Nacional de Estatística, 2010). Apesar disso a produção de ovos de galinha no ano de 2009 teve apenas uma quebra de -1% gerando aproximadamente 102 mil toneladas, sendo que a produção de ovos para incubação teve por sua vez um aumento significativo de 7,9% para 22 mil toneladas (Instituto Nacional de Estatística, 2010), gerados por um total aproximado de 7,5 milhões de animais. A subida de produção de ovos para incubação é devida em parte à maior procura de carne de frango e à criação de pintas poedeiras para exportação (Instituto Nacional de Estatística, 2010).

Tendo em conta que a produção anual aproximada de ovos por galinha poedeira é de 280 (cada um pesando em média 58 g) (Uniovo, S.A., 2011), e que por cada animal são gerados cerca de 15 kg de estrume/ano (Ministério da Agricultura, 2009) chegamos a uma quantidade anual aproximada de 112,7Mt de estrumes no ano de 2009. É assim uma quantidade considerável de dejectos e como tal a sua gestão deve ser o mais sustentável possível, sendo a valorização agrícola um dos métodos mais eficientes de aproveitamento da matéria orgânica e dos nutrientes ainda existentes neste resíduo. Aliás segundo Reddy et al. (2009) utilizar EA como fonte de nutrientes é um modo “amigo” ambientalmente e ao mesmo tempo uma alternativa económica em relação a fertilizantes cada vez mais dispendiosos. Uma noção média dos valores fertilizantes deste tipo de estrume de aves, pode ser conseguido pela observação da sua constituição em baixo na Tabela 3.

**Tabela 3: Principais aspectos da composição de estrumes de galinhas poedeiras (resultados referentes à matéria seca). (Adaptado de Alves, 2009)**

Parâmetros	Quantidade
Matéria seca (%)	52,0
Matéria Orgânica (%)	39,8
pH	6,7
Azoto (N, %)	6,6
Fósforo (P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , %)	5,2
Potássio (K <sub>2</sub> O, %)	1,9
Magnésio (Mg, %)	0,7
Cálcio (Ca, %)	11,9
Sódio (Na, mg.kg <sup>-1</sup> )	4200
Ferro (Fe, mg.kg <sup>-1</sup> )	1304
Cobre (Cu, mg.kg <sup>-1</sup> )	21
Zinco (Zn mg.kg <sup>-1</sup> )	110
C/N	5,3
Condutividade (mS.cm <sup>-1</sup> )	6,5

Os estrumes em geral são ricos em nutrientes como os macronutrientes azoto (N), fósforo (P) e potássio (K) (Szogi et al., 2009). No caso em particular do estrume de galinhas poedeiras, considerado um dos melhores estrumes para uso como fertilizante, existe ainda uma baixa percentagem de humidade (Cordovil, 2004) e uma elevada concentração de cálcio (Ca). Tal deve-se à presença de carbonatos e fosfatos de cálcio na sua dieta (Alves, 2009). No entanto, um dos maiores riscos ambientais advindos da valorização orgânica de estrume de galinha é o mau balanço entre o P e o N (associado a uma baixa razão C/N) (Szogi et al, 2009), necessitando as plantas de uma razão N/P de aproximadamente 8 contrariamente à comum razão N/P de 3 existente nos estrumes de aviário (Cordovil, 2004). Como tal existirá uma acumulação de fósforo orgânico no solo, possibilitando a ocorrência de casos de eutrofização em água superficiais e libertação de NH<sub>3</sub> para a atmosfera (Alves, 2009).

Para piorar a situação, como grande parte do N encontra-se em formas orgânicas, a disponibilização deste elemento dá-se apenas por mineralização (50-60% da fracção orgânica) e as doses aplicadas são normalmente calculadas por excesso de modo a garantir a nutrição das plantas (Cordovil, 2004). Existem outros factores limitantes de uma aplicação mais generalizada, o risco de aumento de salinidade, pH e concentrações de micro nutrientes como o cobre e zinco (Alves, 2009).

Embora fosse possível recorrer à compostagem para estabilizar o resíduo, um pormenor negativo associado ao processo de compostagem usando apenas o estrume de galinha, é a perda substancial de N pela volatilização de amoníaco. Apesar disso tal ocorrência pode ser minimizada com o auxílio de químicos ou compostagem junto com

outros resíduos de razão C/N mais baixa (Szogi, et al., 2009). Por este facto as amostras de estrume utilizadas no estudo foram apenas secas em estufa durante cerca de 7 dias.

### **Capítulo 3 - Material e métodos. Resultados e discussão**

Os capítulos materiais e métodos tal como os resultados conseguidos neste estudo e a sua discussão, serão apresentados nas seguintes páginas no formato de submissão a revista Científica, com o intuito de ser submetido posteriormente.



1 Cover page  
2  
3  
4 Regular paper.  
5 2011-10-31  
6 Text pages: 26  
7 Number of tables: 3  
8 Number of figures: 8  
9 Title: Fractioning of the organic matter in organic residues and soil  
10  
11  
12 Name of authors: Mendes P., Cordovil C. M. d. S\*  
13 Affiliations:. Instituto Superior de Agronomia, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017  
14 Lisboa, Portugal.  
15 Full telephone, Fax No. and E-mail address of the corresponding author\*:  
16 Tel: + 351 213653424  
17 Fax: +351 213653180  
18 cms@isa.utl.pt  
19  
20  
21  
22  
23  
24  
25  
26  
27  
28  
29  
30  
31  
32  
33  
34

# Fractioning of the organic matter in organic residues and soil

**Mendes, P D, Cordovil, C M d S**

Instituto Superior de Agronomia, TULisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisbon,  
Portugal,

\* Corresponding author: cms@isa.utl.pt

## **ABSTRACT**

Among the many productive activities in our society, two are notorious for their relevance in production of organic residues. These are the urban and animal production residues. This *in situ* incubation using the method of "litterbag," intended to study the mineralization of municipal solid waste (MSW) and poultry manure through the burial of the residues near the roots of three woody species: Blue Gum, Willow and Black Cottonwood and three herbaceous species: Sugar Cane, Giant Cane and Elephant Grass, as well on a control plot without vegetation.

This experiment was performed for 365 days. One year after the burial of the bags, they were collected for calculation of weight loss and fractionation of the organic matter (lipids, sugars, cellulose and lignin).

**Keywords:** trees, herbaceous, mineralization, organic waste, fractionation, organic matter

## 1. INTRODUCTION

The world population growth allied with the structures necessary to support its activities and specially our alimentation, leads to the production of various types of waste where recycling is not possible in many cases.

As an example, the solid waste (MSW) and poultry manure (EA) are wastes that contain of fertilizer value and interesting large amounts of organic matter (OM). As such, the use of such wastes as soil improvers would lead to a recycling of organic matter, reducing the pollution associated with their management, treatment or disposal.

Given that the continued reduction of the content of organic matter in Mediterranean soils, is one of the most important causes of degradation (Garcia et al., 1992), it can be considered that the specific case of Portugal where it is estimated that 66 % of the land are of poor quality and 68 %, are subject to high erosion risk (Lisbon Metheorological Institute, 2009, European Environment Agency, 2004). This fact, associated with agricultural practices inefficient and increasingly warmer climates, leading to decreased soil OM, makes it very interesting to study the application of organic fertilizers to the soil.

The organic matter in soil is a major factor that determines their natural fertility (Stevenson, 1994). The presence of organic matter in soil will not only improve the soil structure but will also promote the dynamic interactions that occur within it, which directly and indirectly affect the microflora of the substrate (Stevenson, 1994). By increasing the content of soil organic carbon (SOC), we are improving its structure, reducing erosion and improving water quality. At the same time we increase the biomass and agricultural productivity, improve environmental quality by adsorption of pollutants from natural waters and reduced concentration of atmospheric carbon dioxide (CO<sub>2</sub>) (Pedra et al., 2006).

For residues to be applied to soil, some authors suggest that the materials should be composted before being applied in order to achieve a biological

transformation of the organic matter, avoiding potential loss of nutrients (Beloso et al. 1993; Gliotti et al., 1997).

Although a recovery of a residue and as noted above, potentially having drawbacks, its use as a corrective can be quite beneficial to the soil and to the waste management sector.

## **2. MATERIAL AND METHODS**

### **2.1. *Experimental site, soil and organic residues***

The one year trial started in January 2009 until February 2010 at the “Bioenergisa Experimental Station” (38° 70’ 87.19” N, -9° 18’ 23.72” W) of the Instituto Superior de Agronomia Thecnical University of Lisbon, Portugal. The experimental plots (5x6 and 2x5 m) were settled on a Vertisol (Medina, 1993) with clay-loam texture. The residues utilized in the study, were composted municipal solid waste (MSW) collected at Valorsul, Portugal and poultry manure (PM) from Aviava, Portugal.

The initial chemical composition of both residues is described in Table 1.

### **2.2. *Plot design and in situ incubation***

The methodology chosen to develop this experiment was the *in situ* incubation of the residues by the litterbag technique, following a modified procedure of the Organization for Economic Co-operation and Development (OCDE, 2006). The implementation of the procedure consisted on the placement of 60 g of each organic residue in 13.5 cm x19 cm nylon mesh litterbags, these ones were buried between 5 - 10 cm near the roots of the 6 chosen plants species, according with a randomized block design.

Different species were considered: three C4 herbaceous species Elephant Grass (*Pennisetum purpureum* L.), Giant Cane (*Arundo donax* L.) and Sugar Cane (*Saccharum officinarum* L.) and three woody species: Blue Gum (*Eucalyptus globulus*

L.), Black Cottonwood (*Populus trichocarpa* Torr. & Gray) and Willow (*Salix salviifolia* ssp).

Three replicates of each residue were buried next to each one of the 6 species, as well in a control group without plants (bare soil), allowing an equal triplicate destructive sampling at the same date.

Samples of the soil immediately adjacent (0-5 cm) to the litterbags inferior bottom half were also collect at the date of retrieval.

### **2.3. Sample preparation and analysis**

The fractionation of the soil and organic residues performed, had the intention of determining the quality of organic matter in the samples. This was achieved by sequential extractions: apolar lipids extraction with  $\text{CH}_2\text{Cl}_2$ , polar sugars extraction through a 3 hour boiling, cellulose extraction with sulfuric acid ( $\text{H}_2\text{SO}_4$  at 76 %) and finalizing with the determination of the lignin content via 4 hour calcination in the muffle furnace at  $450^\circ\text{C}$ , (Ryan et al, 1999) method described in Figure 2.

At the sampling date, the litterbags were collected, dried in the laboratory oven over a period of 7 days at  $25^\circ\text{C}$ , previously brushing the outside of roots and dirt. After the drying process was complete, the remaining residue from each bag was brayed in an electric mill.

Soil samples were dried simultaneously with the litter bags, but instead of being brayed, they were sieved in a 2mm mesh.

Both samples were them accommodated in plastic bags and preserved at  $4^\circ\text{C}$ .

### **2.4. Statistical analyses**

Data was analyzed statistically by a two way ANOVA with Tuckey test, using SPSS Statistics 17.0.

## Results

### 3.1. Weight reduction

The first indicator of the mineralization of residues inside buried bags, is given by the difference between the initial weight and final weight after one year of burial near the plant roots. Weight loss of MSW residue never exceeded 24 g/100 g being the average about only 18.5 g/100 g. Nevertheless, it was possible to observe a greater weight loss in the plots of herbaceous species compared to woody species, as demonstrated by the statistic difference between the blue gum and the sugar cane (Figure 1: Weight lost in the residue litterbags after 1 year (grams)). In the control (or bare soil) plots there was a smaller weight loss in relation to the remaining treatments, but with no statistical significance amongst species, even though, the loss averaged 17.45 g/100 g approaching more of the woody species than herbaceous.

Poultry manure, had a different behavior than MSW after one year of burial. While control plot bags had a comparable weight loss among the three replicates the variation of the effect of the root system of the remaining species was not consistent within and between species. Thus, we observed maximums of 67.5 g/100 g in the plot of willow and a minimum of 58 g/100 g in of blue gum plot. This way, it was not possible to verify a statistically significant difference between the control and the remaining plant species, when MSW mineralization was estimated by weight loss. In bare soil MSW showed on average a weight loss of around 61g/100g while bags in woody and herbaceous species plots had a very similar loss of approximately 63.5 g/100g.

### 3.2. Residue fractionation

#### *Municipal Solid Waste*

The fractionation of organic matter of the residues showed a generalized increase in lipid content in the composted MSW existing inside the bags comparatively to the 3 g/100 g of the initial value. The most significant increases were observed in control (5.94 g/100 g) and especially in the giant cane with a maximum of 8.71 g/100 g. The latter was the one that most statistically differed from the other samples, except in the cases of the control and elephant grass, as can be seen in Figure 3: Fractionation of the residue left inside the litterbags filled with MSW, by treatment (% relative to the final dry weight) and Figure 7: Proximate Carbon Fraction in plots of different species with organic residues after 1 year.

The sugar content also increased in all samples, most notably in the black cottonwood (9.65 g/100 g), elephant grass (8.37 g/100 g) and sugar cane (9.64 g/100 g). Only giant cane remained close to the initial value. Statistically speaking, the sugar cane and the black cottonwood were the two species affecting the change in sugar content of MSW.

In the cellulose amount, we observed a significant decrease in all types of plots corresponding to the various plant species in relation to the initial state. The control (29.6 g/100 g) and sugar cane (29.7 g/100 g) were the plots where we observed the lowest cellulose level, suggesting a greater availability to the plants and derived from a increased mineralization, contrary to the richer blue gum (35.7 g/100 g), statistically, the only treatment which was significantly different to the control (Table 2).

The parameter lignin showed a near equality between the treatments as the amount of cellulose in MSW compost bags of all plant species were found in a range between 26.8 and 28.8 g/100 g.

#### *Poultry manure*

Poultry manure behaved differently from the MSW, as can be seen in Figure 4. The content of lipid material remained, in general, close to the initial value of 2.3 g/100 g in half of the plots of the plant species studied, the exceptions were the higher

values found in the bare soil treatment (4.9 g/100 g), black cottonwood (6.74 g/100 g), sugar cane (4.27 g/100 g) and the statistically inferior values in the giant cane plot with the a vestigial amount of 0.2 g/100 g, evident in Figure 7. Using Tukey test we conclude that the black cottonwood was the species that stood out from the other treatments, having a significantly higher effect than the elephant grass and giant cane.

The percentage of sugar found in the treatments was always lower than the one initially found in the poultry manure (20 g/100 g), ranging between 10 g/100 g and 16 g/100 g, even though none were statistically different from another. Cellulose had a very atypical result. While we have a very high initial value of 60.6 g/100 g cellulose sample, after one year of burying, the highest value found was only 9.52 g/100 g in the sugar cane litterbag (Table 2). This represents a decrease of 84 % compared to the less extreme case and might reveal a strong capacity for this residues mineralization. The remaining treatments have also small amounts, highlighting the similarity between black cottonwood (3.03 g/100 g) and willow (3.06 g/100 g). The relatively high value for the cellulose found in giant cane (8.33 g/100 g) and the sugar cane bags exhibit a similar behavior to the one demonstrated previously in the MSW, although on a larger scale. One important result from the study was the vestigial fraction of cellulose in the litterbag control.

Changes in the levels of lignin were in turn slightly contrary to that seen in the MSW. All treatments of this parameter were higher than initial levels (11.3 g/100g). While the lignin contents of residue buried next to the roots of the willow (12.1 g/100g), elephant grass (12.6 g/100 g) and giant cane (12.3 g/100 g) are similar, black cottonwood (13.9 g/100 g) and control (15.35 g/100 g) had values moderately different. Sugar cane (17.4 g/100 g) and blue gum (18.7 g/100 g) are thus the ones that most statistically impacted the amount of lignin in residues in other plant species plots, as is perceptible in Table 2.



### **3.3. Soil fractionation**

#### *Municipal Solid Waste*

Variation of lipids content in soils among different species including the control (2.79 g/100 g) was small (Figure 8), with the maximum obtained in the willow plot (3.5 g/100 g) and the lower in the soil of sugar cane plot (1.18 g/100 g). The same effect was observed for sugar content (Figure 5).

Considering cellulose, the soil of black cottonwood plot (69.8 g/100 g) and willow plot (70.62 g/100 g) presented the highest values and blue gum (62.9 g/100 g) the lowest. In the statistical analysis, there was a clear discrepancy between the soil from willow plot and those of sugar cane, elephant grass and eucalyptus, and a significant difference from the control soil to the one found in blue gum (Figure 8).

As in the two previous scenarios, in soils from the plots with black cottonwood (4.96 g/100 g), willow (4.35 g/100 g) and giant cane (5.02 g/100 g) lignin content remained close to that found in the bare soil (4.81 g/100 g) (Table 3) and remaining treatments did not lower below the 2.96 g/100 g of lignin present in the sugar cane soil. The content of lignin in willow plot soil is only significantly different from blue gum (3.51 g/100 g), while the treatments of the control, willow, and sugar giant cane differ considerably from the levels found in soils with elephant grass (3.98 g/100 g), sugar cane and blue gum again (Figure 7).

#### *Poultry manure*

The soil after one year of burial of poultry manure, had a different behavior from that shown in the soil after burial of MSW. There was an almost total absence of significant differences between the soils of several plant species plots relative to the respective control in both the lipid and lignin fraction, as can be seen in Figure 6.

On the sugar content, the values in most of the tested treatments, remained similar to the control (1.45 g/100 g), surpassed only by the soil of blue gum (1.9 g/100

g) and willow (1.81 g/100 g), but with no statistical significance. There was however a notable statistical difference between these two species and elephant grass soil (0.02 g/100g) (Figure 8).

The cellulose in the soil of PM demonstrated a behavior reverse of the one evidenced by the MSW soil. The bare soil had 65.87 g/100 g of cellulose, all other samples except the giant cane soil (62.49 g/100 g) had a richer value of cellulose in the soil. However it can only be considered significantly different the land of elephant grass and black cottonwood with the giant cane, as apparent in Figure 8.

## **Discussion**

### *Litterbags weight*

Clearly the mineralization process was much more accelerated in the poultry manure than in the municipal solid waste, showing a loss 3.5 to 5.8 times greater in all treatments performed, as can be seen in Figure 1. Similar studies (Alves, 2009) proved that after 180 days occurred a PM loss ranging from 2 to 5 times that of the MSW, showing a minimum utilization increase of 1.5 times at the end of a full year. Regarding the MSW a greater weight loss was observed in plots of herbaceous plants compared to woody species. The rapid growth of these plants requires a constant supply of nutrients, so it is plausible that this strong need leads to a faster mineralization in these residues. Contrary to MSW, the mineralization of PM residue, although much elevated in all species does not reveal any affinity to herbaceous nor to woody species.

### *Residue*

Throughout the fractionation of organic matter there was a generalized increase in the MSW composition of lipid and sugar contents stored inside the litterbags compared to the baseline, as observed in Figure 3. In the same figure we can see that

the quantity of cellulose and lignin, suffered a significant decline in all plots of different plant species in relation to the baseline characteristics. The control (bare soil) and sugar cane proved to be the treatments in which we observed the lowest values of cellulose, suggesting that these are the ones who appear to make best use of MSW as an organic fertilizer, stimulating greater mineralization. The content of more recalcitrant materials such as cellulose and lignin had a decrease over the course of the incubation year (Figure 3). This denotes a considerable mineralization process in these compounds, which leads to an increase in other types of simpler compounds such as lipids and sugars, explaining its rise within the litterbags. The continued presence of significant amounts of lipids, water soluble compounds, cellulose and lignin in MSW litterbags as seen in Table 2: Proximate Carbon analysis of residues, reveal that the compound is able to maintain a supply of organic matter in the soil over a longer period of time. This follows from the fact that the composted MSW in itself contain levels of more stable organic matter than fresh residues (Pascual et al., 1998). Being that after 3 years it was still possible to perceive positive effects on the soil organic fraction and the ensuing increase in microbial biomass activity of land derived from application of compost (MSW) to the soil (Cherif et al., 2008), showing results even past three times the established period for this study.

In Figure 4, it's evident that the poultry manure (PM) behaved differently from what was detected on the MSW. Although the percentage of lipid was found to increase in both cases, the PM soluble compounds fraction decreased significantly, most probably because it was leached from the porous bags used for the incubation.

Cellulose evolution in the PM litterbags, was by far the most interesting result of the whole experiment. While at the beginning of the study we had a very high initial value of 60.6 g/100 g of cellulose, after the one year incubation the highest value detected was only 9.52 g/100 g in the giant cane plot. Representing a decrease of 84 % compared to the less extreme case. This sharp drop in the amount of cellulose

proves the superior mineralization power of poultry manure, and its consequent fertilizing power.

The same residue, PM, when tested on its effect on young shoots of grass (*Lolium perenne*), demonstrated to have doubled the biomass of shoots compared to shoots without any fertilizer (Waldrip et al., 2010). The vestigial cellulose result found in the bare soil, was another fact to mention. This outcome may arise from the fact that although the control was initially a clean soil and some regular weed cutting was performed, over the year, fast-growing weeds germinated, mostly Bermuda buttercup (*Oxalis pescaprae*) (Source: Author et al. 2010). The roots of these herbs were quite infiltrated into the litterbags, showing a strong use of its nutrients, and theoretically this factor combined with the easy mineralization of cellulose in the residue, could explain the vestigial value of the control. So, the poultry manure with its ease of cellulose mineralization appears to be an excellent choice for an organic fertilizer, which can promote the conservation of agricultural soils, maintaining permanent vegetation, conserving the state of soil aggregation and preventing soil erosion. This appears to be particularly true in herbaceous species, as the depth of the roots also must have an effect in the absorption of the nutrients from the residues.

The lignin content increased (Figure 4), and did not replicate the result found in MSW in which both cellulose and lignin had an expected sharp decrease, since lignin is a recalcitrant compound. Perhaps within the one year, some material may have entered the root bag containing the residue and have contributed to the maintenance and enhancement of such compounds.

### Soil

The presence of lipids in soils with MSW and PM residues had a small variation among the different treatments (Figure 5 and Figure 6). The same was also detected on the water soluble compounds and lignin, with a minimal deviation among all the different treatments,

Considering cellulose content, the soil of black cottonwood and willow species were those that showed the most significant values, as shown in Figure 8. The soil cellulose content of both species plots was higher than that of the control, which connected with a high amount of cellulose in the interior the corresponding litterbag allows us to conclude that willow and black cottonwood have no great affinity for the use of this type of organic residue.

Like observed in this study, a significant increase in soil organic matter was also observed by Pascual et al., 1998, on a two phase mineralization. The first (30 days) in which the easily mineralizable compounds such as sugars or lipids are rapidly removed by microbial communities from the residue representing about 60 to 80 % of it. Then a second slower phase deals with the more recalcitrant materials (20 to 40 % of total) as lignin and cellulose. This explains the why our results showed in most cases low levels of lipids and sugar, which are the more rapidly decomposed compounds, and why the lignin and cellulose have higher values, due to being harder to process and use as energy source.

## **Acknowledgments**

The authors would like to thank Mrs Amarilis de Varennes for providing the laboratory and material necessary to conduct the study and Mrs Paula Silva for the technical assistance.

## **References**

- Portuguese Environment Agency, 2010. *Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020*. Portal da Agência Portuguesa do Ambiente:  
[http://www.apambiente.pt/concursos/TGR/Documents/PNGR\\_2011-2020.pdf](http://www.apambiente.pt/concursos/TGR/Documents/PNGR_2011-2020.pdf)
- Agbede, T. M., Ojeniyi, S. O. 2008. Tillage and poultry manure effects on soil fertility and sorghum yield in southwestern Nigeria. *Soil & Tillage Research*. 2009, Vol. 104, pp. 74-81.

363 Albiach, R., Canet, R. Pomares, F. Ingelmo, F. 2000. Microbial biomass content and  
 364 enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil.  
 365 Bioresource Technology. 2000, Vol. 75, pp. 43-48.

366 Alves, T. F. 2009. *Efeito dos exsudados radiculares na mineralização de resíduos*  
 367 *orgânicos aplicados ao solo*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de  
 368 Lisboa. 2009, pp. 78.

369 Barral, M. T., Paradelo, R. Moldes, A. B. Domínguez, M. Díaz-Fierros, F. 2008.  
 370 Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW  
 371 Spain. Resources, Conservation and recycling. 2009, Vol. 53, pp. 529-534.

372 Beloso, M. C., et al. 1993. Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized  
 373 with composted urban refuses. Bioresource Technology. 1993, Vol. 45, pp. 123-129.

374 Berthe, C. Redon, E. Feuillade, G. 2008. Fractionation of the organic matter contained  
 375 in leachate resulting from two models of landfilling: An indicator of waste degradation.  
 376 Journal of Hazardous Materials. 2008, Vol. 154, pp. 262-271.

377 Billings, S. A. 2006. Soil organic matter dynamics and land use change at a  
 378 grassland/forest ecotone. Soil Biology & Biochemistry. 2006, Vol. 38, pp. 2934-2943.

379 Brady, N. C., Weil, R.R. 1999. The nature and properties of soils. 12<sup>o</sup>ed. Prentice Hall  
 380 Inc. New Jersey, USA. 212 p.

381 Brito, M. 2008. Manual de compostagem. Escola Superior Agrária de Viana do  
 382 Castelo.[Online][http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual\\_Compostagem.ht](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_Compostagem.htm)  
 383 [m](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_Compostagem.htm). Acedido em Agosto de 2011.

384 Carava, F. Figueroa, D. Alguacil, M. M. Roldán, A. 2003. Application of composted  
 385 urban residue enhanced the performance afforested shrub species in a degraded  
 386 semiarid land. Bioresource Technology. 2003, Vol. 90, pp. 65-70.

387 Cherif, H., et al. 2009. Effects of municipal solid waste compost, farmyard manure and  
 388 chemical fertilizers on wheat growth soil composition and soil bacterial characteristics  
 389 under Tunisian arid climate, European Journal of Soil Biology. 2009, Vol. 45, pp. 138-  
 390 145.

391 Cordovil, C. M. d. S. 2004. *Dinâmica do azoto na reciclagem resíduos orgânicos*  
 392 *aplicados ao solo*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia – Instituto do Ambiente,  
 393 2004. 56 p.

394 European Environment Agency, 2004. IRENA Indicator Fact Sheet 23 - Soil Erosion.  
395 2004.

396 Fernandes, R. C. L. 2009. *Recuperação de solos florestais ardidos com recurso a*  
397 *resíduos orgânicos e sua influência na matéria orgânica do solo*. Instituto Superior de  
398 Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. 2009, pp. 106.

399 Garcia, C. et al. 1992. Mineralization in calcareous soil of a sewage sludge composted  
400 with different organic residues. *Waste Management & Research*. 1992. Vol. 10, pp.  
401 445-452.

402 Gliotti, C., et al. 1997. Composition changes of dissolved organic matter in a soil  
403 amended with municipal waste compost. *Soil Science*. 1997, Vol. 162, pp. 919-926.

404 Grosbellet, C., Beaudet, L. V. Caubel, V. Charpentier, S. 2011. Improvement of soil  
405 structure formation by degradation of coarse organic matter. *Geoderma*. 2011, Vol.  
406 162, pp. 27-38.

407 Agronomy Superior Institute, 2009. Bioenergisa: Campo Pedagógico de Plantas  
408 Bioenergéticas.[Online]<http://www.isa.utl.pt/files/pub/destaques/BIOENERGISACampo>  
409 [Pedagogico.pdf](#) [Citação: Agosto de 2011)

410 Lima, D. L. D., et al. 2008. Effects of organic and inorganic amendments on soil matter  
411 properties. *Geoderma*. 2009, Vol. 150, pp. 38-45.

412 Lisbon Meteorological Institute. 2009. Boletins Climatológicos. Instituto de  
413 Meteorologia. [Online] <http://www.meteo.pt>. [Citação: 30 de Setembro de 2009.]

414 Medina, João Manuel Bettencourt. 1993. *Os solos da tapada da ajuda sob utilização*  
415 *agrícola*. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa : Instituto Superior de Agronomia,  
416 1993. RELATORIO DA ACTIVIDADE DO ALUNO ESTAGIÁRIO DO CURSO DE ENGº  
417 AGRÓNOMO.

418 Montemurro, F. Convertini, G. Ferri, D. Maiorana, M. 2005. MSW Compost Application  
419 on Tomato Crops in Mediterranean Conditions: Effects on Agronomic Performance and  
420 Nitrogen Utilization. *Compost Science & Utilization*. 2005, Vol. 13, pp 234-242.

421 Mori, K. Bernier, N. Kosaki, T. Ponge, J. F. 2008. Tree influence on soil biological  
422 activity: What else can be inferred from the optical examination of humus profiles?.  
423 *European Journal of Soil Biology*. 2009, Vol. 45, pp. 290-300.

424 Nyakatawa, E. Z. Reddy, K. C. Sistani, K. R. 2000. Tillage, cover cropping, and poultry  
 425 litter effects on selected soil chemical properties. *Soil & Tillage Research*. 2001, Vol.  
 426 58, pp. 69-79.

427 OCDE., 2006. Guidance Document on the Breakdown of Organic Matter in Litter Bags.  
 428 Paris: OCDE.

429 Pedra, F. Polo, A. Ribeiro, A. Domingues, H. 2007. Effects of municipal solid waste  
 430 compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter. *Soil Biology &*  
 431 *Biochemistry*. 2007, Vol. 39, pp. 1375-1382.

432 Pascual, J. A. García, C. Hernandez, T. 1999. Comparison of fresh and composted  
 433 organic waste in their efficacy for the improvement of arid soil quality. *Bioresource*  
 434 *Technology*. 1999, Vol. 68, pp. 255-264.

435 Ponge, J. F. Jabiou, B. Gégout, J. C. 2010. Geology and climate conditions affect more  
 436 humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests. *Geoderma*.  
 437 2011, Vol. 162, pp. 187-195.

438 Qazi, M. A. Akram, M. Ahmad, N. Artiola, J. F. Tuller, M. 2009. Economical and  
 439 environmental implications of soil waste compost applications to agricultural fields in  
 440 Punjab, Pakistan. *Waste Management*. 2009, Vol. 29, pp. 2437-2445.

441 Reddy, et al. 2009. Long-term effects of poultry litter and conservation tillage on crop  
 442 yields and soil phosphorus in cotton-cotton-corn rotation. *Fields Crops Research*.  
 443 2009, Vol. 114, pp. 311-319.

444 Ryan, M. G., Melillo, J. M., Ricca A. 1990. A comparison of Methods for determining  
 445 proximate carbon fractions of forest litter. *Canadian Journal of Forest Research*. 1990,  
 446 Vol. 20, pp. 166-171.

447 Sebastia, J. Labanowsky, J. Lamy, I. 2007. Changes in soil organic matter chemical  
 448 properties after organic amendments. *Chemosphere*. 2007, Vol. 68, pp. 1245-1253.

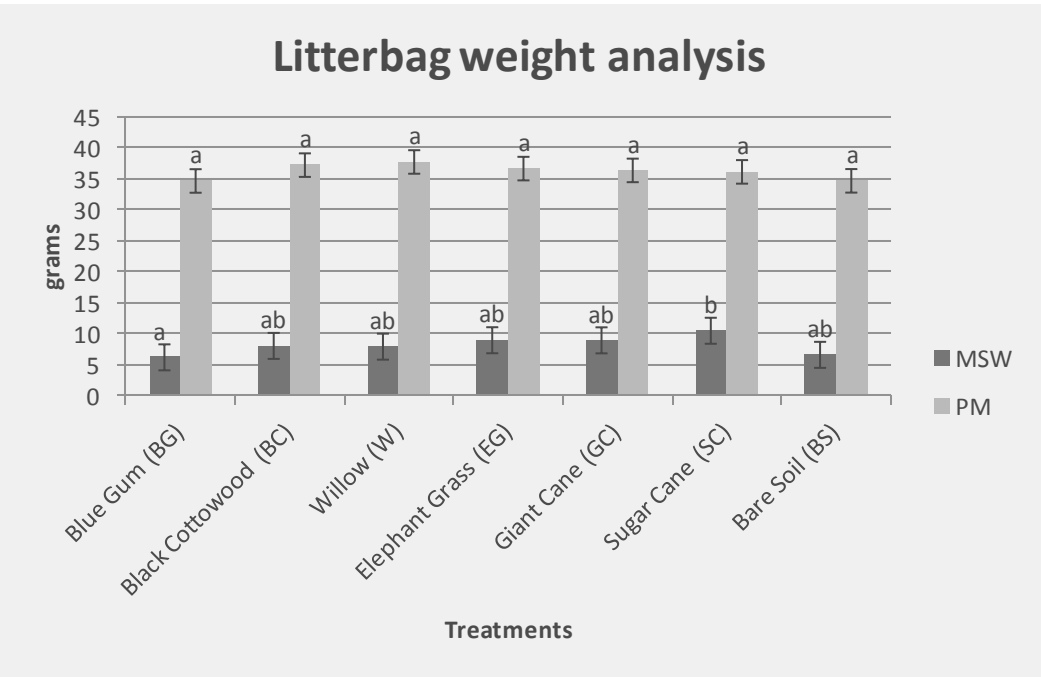
449 Stevenson, F.J. 1994. *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*. 2<sup>o</sup> ed. John  
 450 Wiley & Sons, Inc. 496 p.

451 Szogi, A. A., Vanotti, M.B. 2009. Prospects for Phosphorus recovery from poultry litter.  
 452 *Bioresource Technology*. 2009, Vol. 100, pp. 5461-5465.



Waldrip, H. M. He, Z. Erich, M. S. 2010. Effects of poultry manure amendment on phosphorus uptake by ryegrass, soil phosphorus fractions and phosphatase activity. *Biology and Fertility of Soils*. 2011, Vol. 47, pp. 407-418.

Warman, P. R. Rodd, A. V. Hicklenton, P. 2009. The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 2009, Vol. 133, pp. 98-102.



**Figure 1: Weight lost in the residue litterbags after 1 year (grams)**  
**a(1 year) – Comparing the same residue with different treatments**

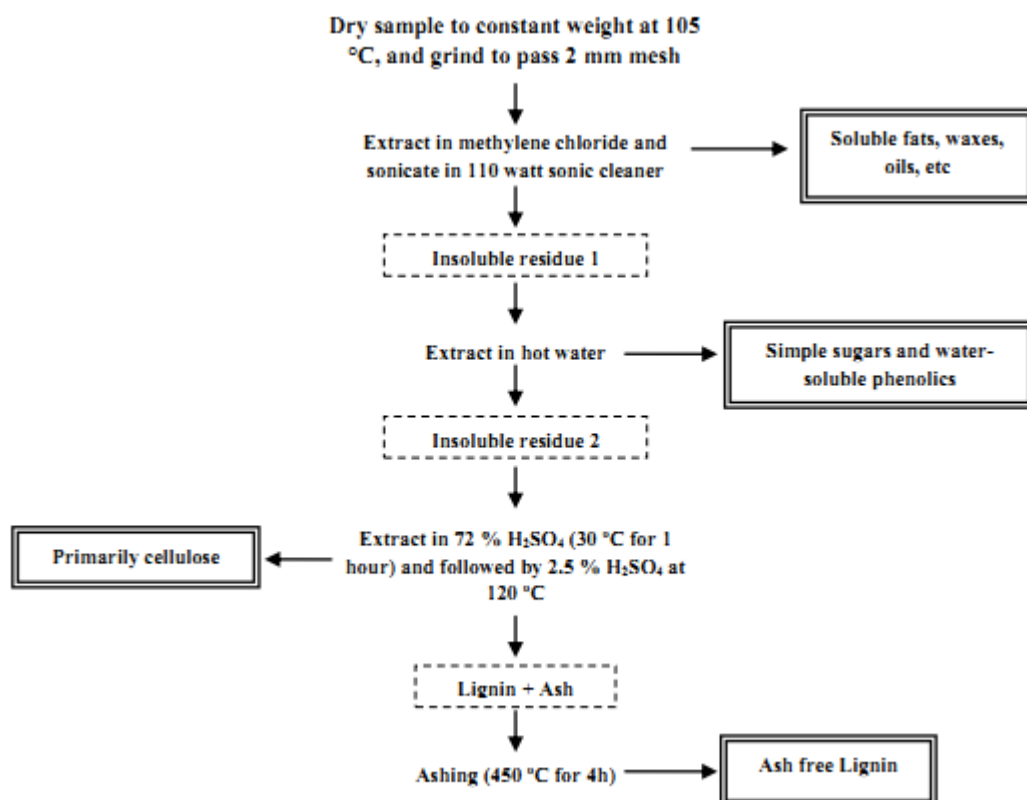


Figure 2: Schematic diagram of the used Proximate Carbon Fraction method (adapted from Ryan, 2009)

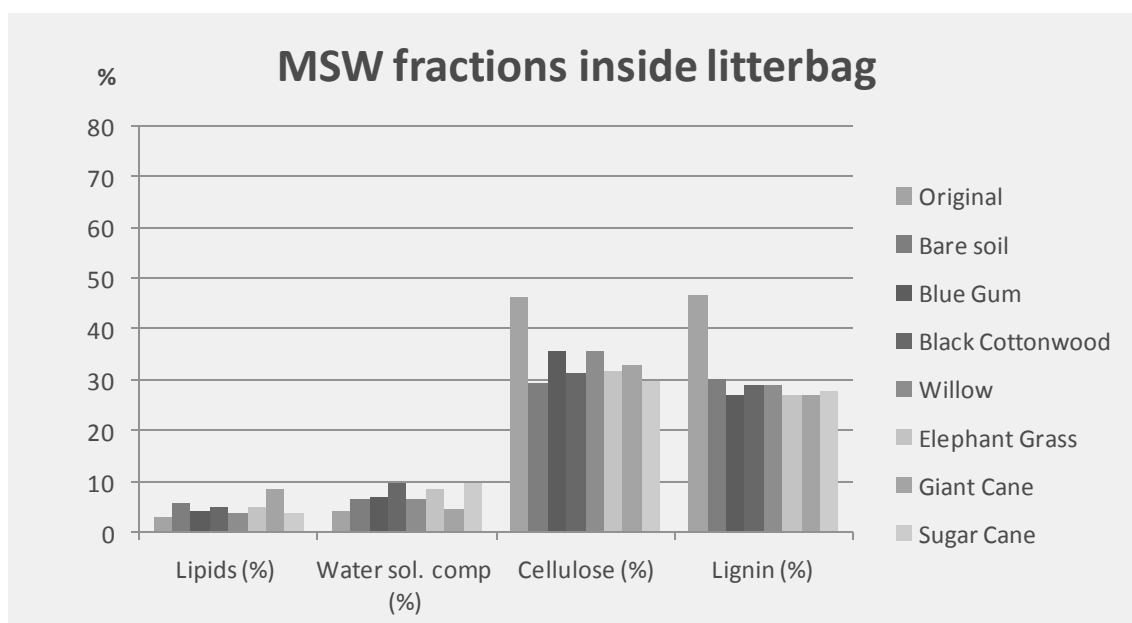


Figure 3: Fractionation of the residue left inside the litterbags filled with MSW, by treatment (% relative to the final dry weight)

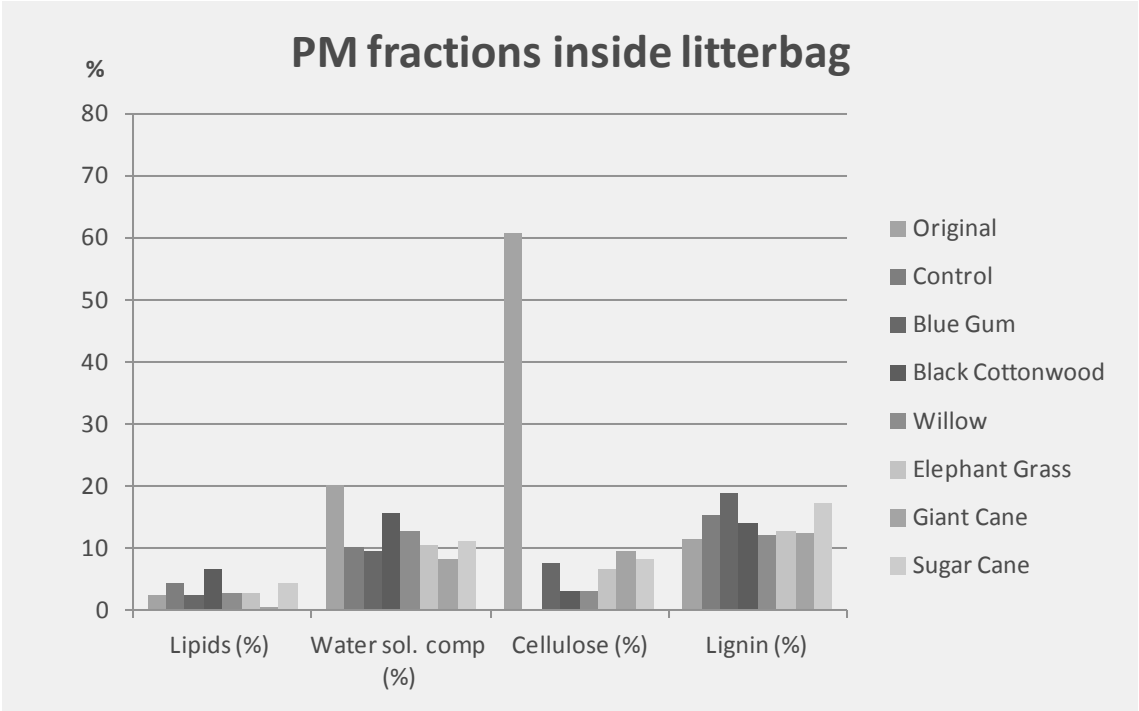


Figure 4: Fractionation of the residue left inside the litterbags filled with PM, by treatment (% relative to the final dry weight)

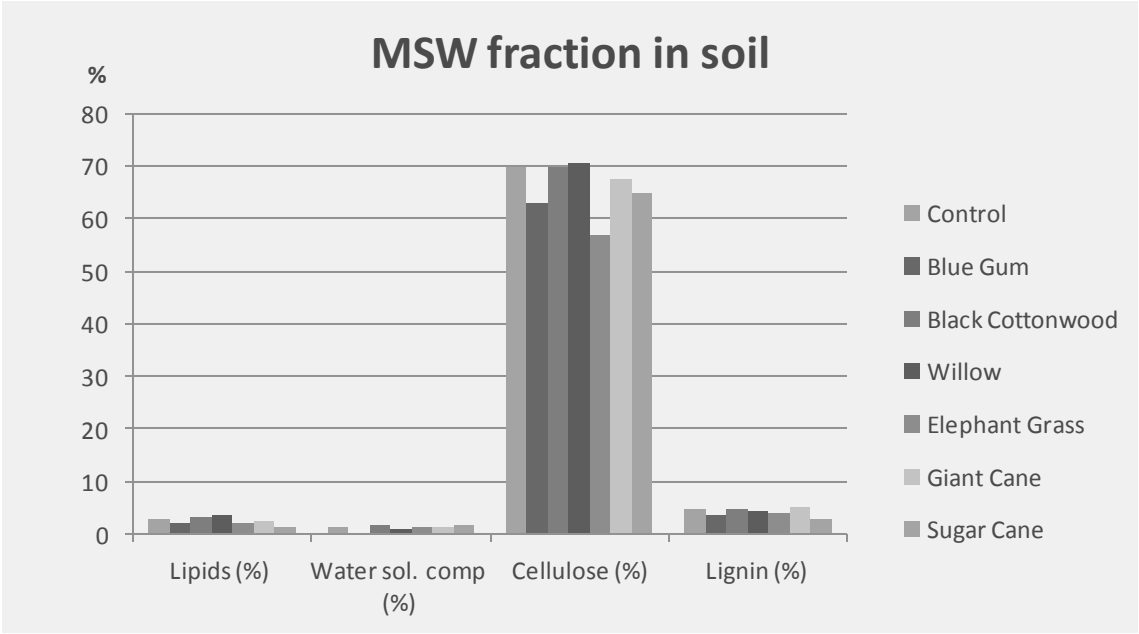
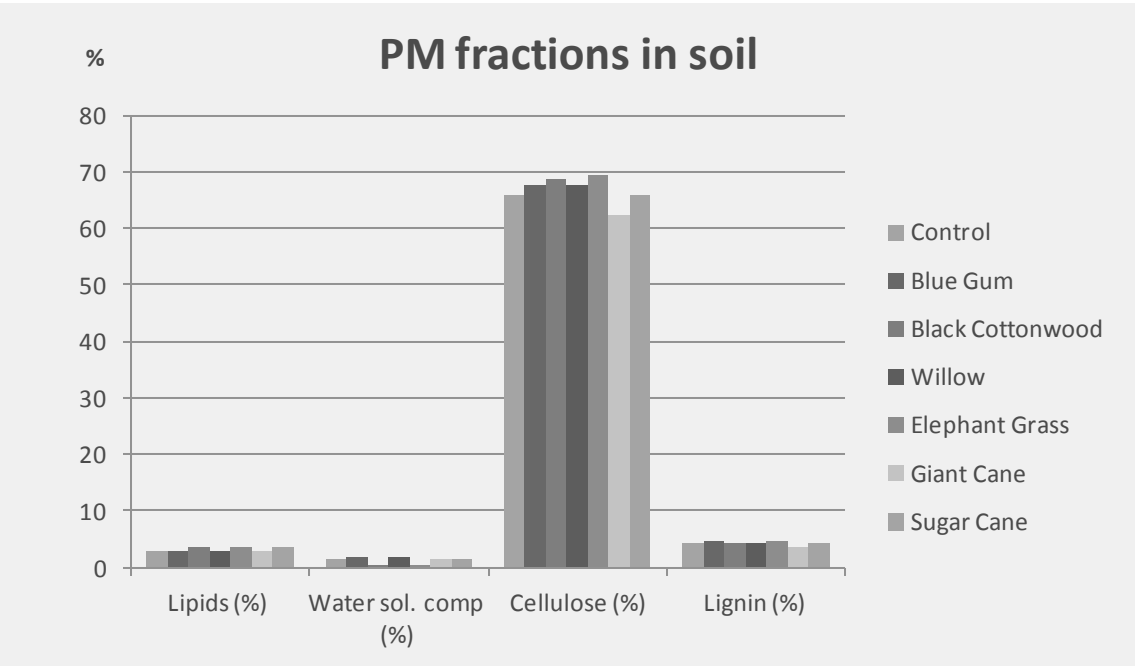


Figure 5: Fractionation of the soil in the vicinity of the litterbags filled with MSW, by treatment (% relative to the final dry weight)

490



491

492

493

494

495

496

497

**Figure 6: Fractionation of the soil in the vicinity of the litterbags filled with PM, by treatment (% relative to the final dry weight)**

497

**Table 1: Original characteristics of the used residues (adapted from Alves, 2009)**

Parameter	MSW	PM
pH (H2O)	7.51	6.20
Fat, oils, waxes, etc. (% weight)	3.0	2.3
Simple sugars and water-soluble polyphenols (% weight)	4.3	20.0
Primary cellulose (% weight)	46.3	60.6
Lignin (% weight)	46.5	11.3

498

499

500

501

502

503

504

505

506 **Table 2: Proximate Carbon analysis of residues**

<b>Residue</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>
Specie	Lipids (%)	Lipids (%)	Water sol. comp (%)	Water sol. comp (%)	Cellulose (%)	Cellulose (%)	Lignin (%)	Lignin (%)
<b>Blue Gum</b>	4.32	2.52	7.00	9.59	35.69	7.70	26.89	18.73
<b>Black Cottonwood</b>	4.98	6.74	9.65	15.46	31.42	3.03	28.82	13.90
<b>Willow</b>	3.96	2.87	6.58	12.64	35.78	3.06	28.82	12.09
<b>Elephant Grass</b>	4.97	2.75	8.37	10.56	31.81	6.60	26.83	12.56
<b>Giant Cane</b>	8.71	0.24	4.46	8.36	33.08	9.52	26.94	12.31
<b>Sugar Cane</b>	3.65	4.27	9.64	11.16	29.66	8.33	27.93	17.36
<b>Bare soil</b>	5.94	4.39	6.70	10.13	29.55	0	30.03	15.35

507

508

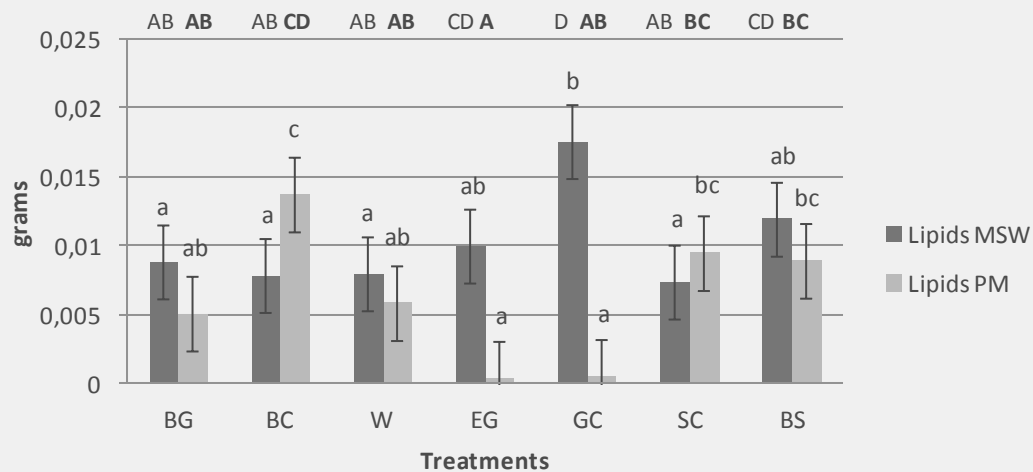
509

510

511 **Table 3: Proximate Carbon analysis of soils**

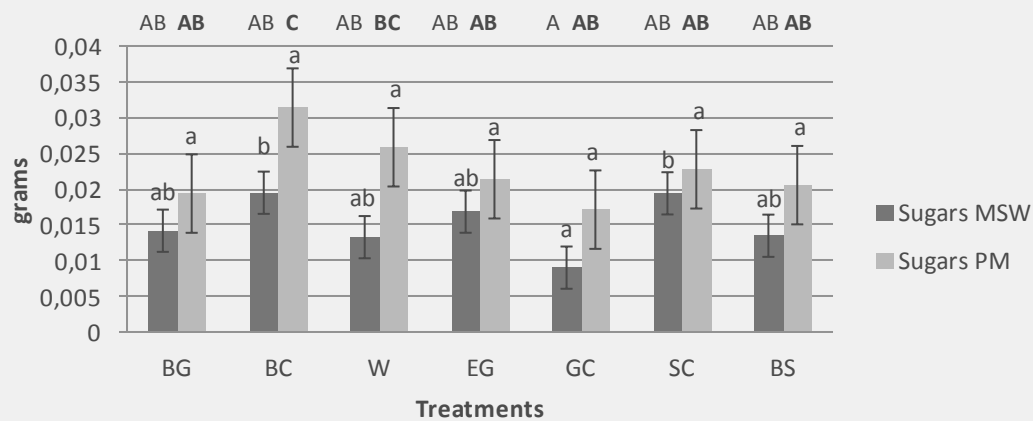
<b>Residue</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>	<b>MSW</b>	<b>PM</b>
Plant Specie	Lipids (%)	Lipids (%)	Water sol. comp (%)	Water sol. comp (%)	Cellulose (%)	Cellulose (%)	Lignin (%)	Lignin (%)
<b>Blue Gum</b>	2.05	2.90	0.20	1.90	62.89	67.69	3.51	4.57
<b>Black Cottonwood</b>	3.19	3.47	1.67	0.45	69.80	68.72	4.96	4.23
<b>Willow</b>	3.50	2.82	0.79	1.81	70.62	67.55	4.35	4.32
<b>Elephant Grass</b>	2.13	3.56	1.52	0.02	56.87	69.43	3.98	4.55
<b>Giant Cane</b>	2.46	3.02	1.32	1.53	67.61	62.49	5.02	3.74
<b>Sugar Cane</b>	1.18	3.77	1.55	1.40	64.93	65.85	2.96	4.37
<b>Bare soil</b>	2.79	2.85	1.36	1.45	69.92	65.87	4.81	4.28

### Lipid content in residue



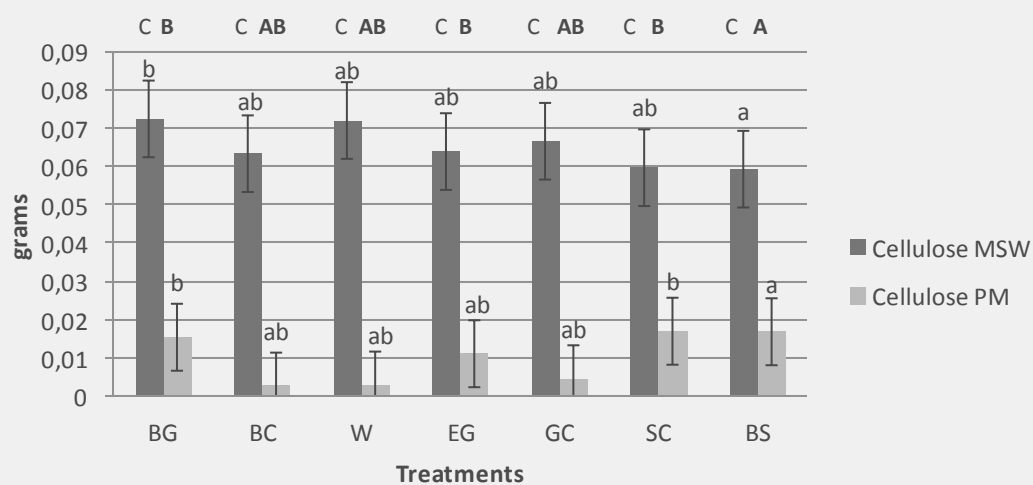
512

### Water soluble compounds content in residue

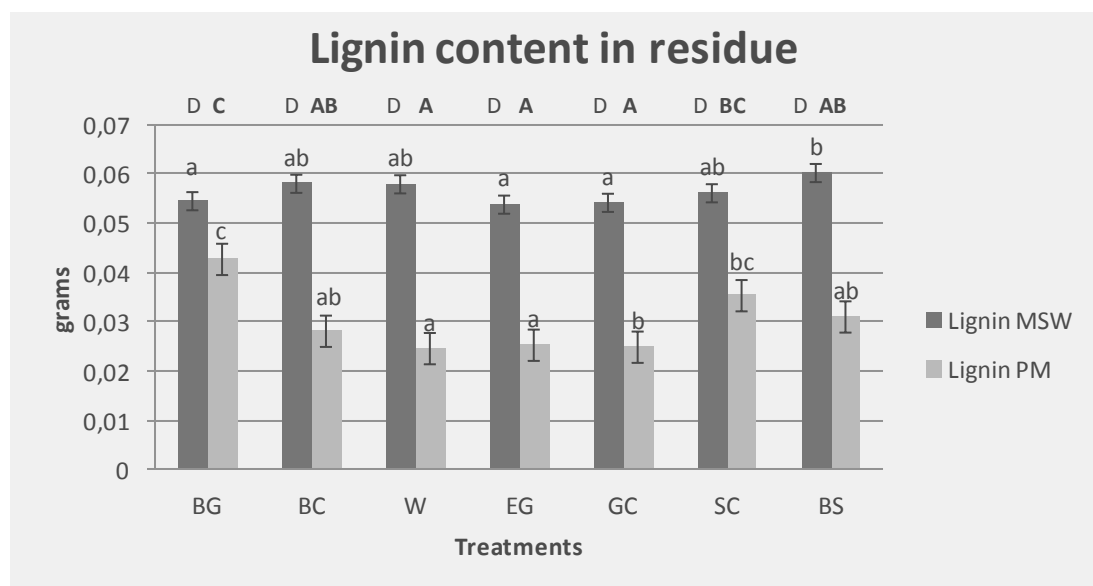


513

### Cellulose content in residue

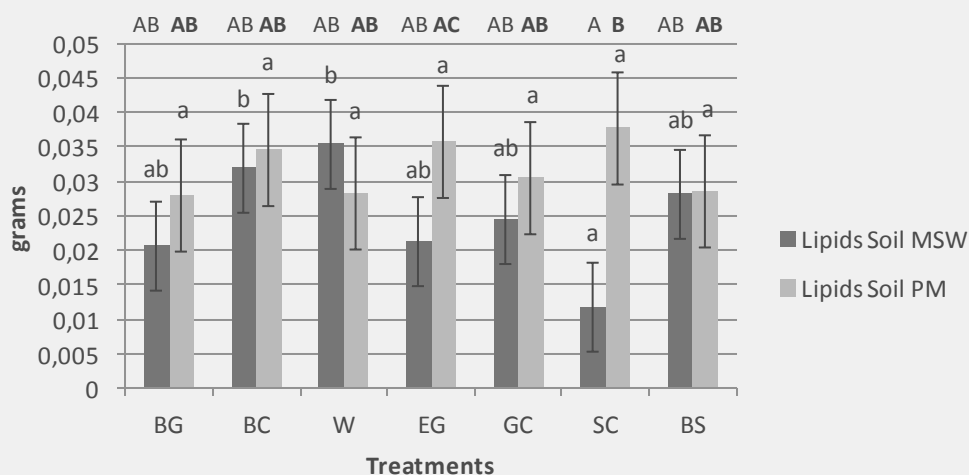


514



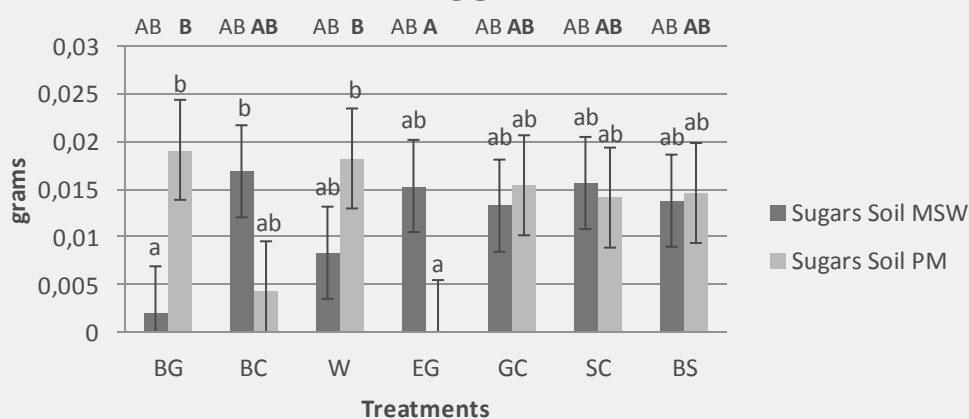
**Figure 7: Proximate Carbon Fraction in plots of different species with organic residues after 1 year. BG – Blue Gum, BC – Black Cottonwood, W – Willow, EG – Elephant Grass, GC – Giant Cane, SC – Sugar Cane, BS – Bare Soil**  
**a(1 year) – Comparing the same residue with different treatments**  
**A(1 year) – Comparing different residues with the same treatments**

### Lipid content in soil



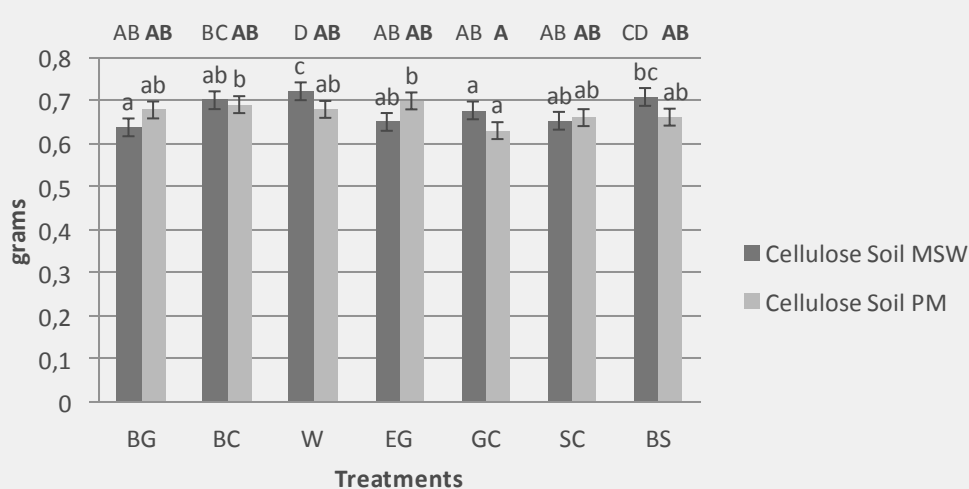
522

### Water soluble compounds content in soil



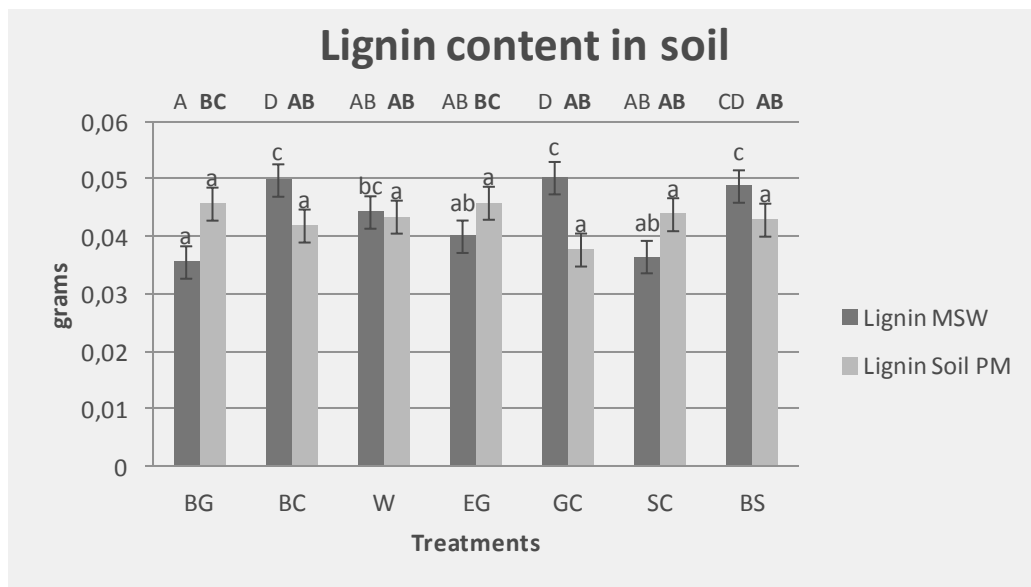
523

### Cellulose content in soil



524





**Figure 8: Proximate Carbon Fraction in different species soils with organic residues after 1 year BG – Blue Gum, BC – Black Cottonwood, W – Willow, EG – Elephant Grass, GC – Giant Cane, SC – Sugar Cane, BS – Bare Soil**

**a(1 year) – Comparing the same soil residue with different treatments**

**A(1 year) – Comparing different soil residues with the same treatments**

#### 4. Conclusões

1. O processo de mineralização ocorrido nos litterbags de EA foi muito superior ao demonstrado pelos de RSU, entre 3,5 e 5,8 vezes. Em especial a perda mínima detectada ao final de um ano foi 1,5 vezes maior à encontrada depois da passagem de 180 dias.
2. O RSU embora sofra uma mineralização mais lenta, demonstrou uma diferença relevante na perda de matéria, detectando-se uma tendência de maior perda de massa no tratamento com espécies herbáceas do que nas lenhosas. Tal não foi encontrado no EA. É plausível que o rápido crescimento dessas plantas aliado à sua forte necessidade de nutrientes gere um maior nível de mineralização no resíduo, sendo mais notório no RSU.
3. A quantidade lípidos e compostos solúveis comportaram-se de modo semelhante entre resíduos e solos. No interior dos litterbags a tendência foi de ambos aumentarem enquanto que no solo em redor a de se manterem estáveis mas com baixas concentrações.
4. Contrariamente ao observado nos lípidos e compostos solúveis, os teores de celulose decresceram em ambos os resíduos. O factor de perda foi no entanto novamente superior no EA onde a menor perda registada foi de 84% e a maior de praticamente 100% na testemunha. A forte presença de ervas daninhas no terreno da testemunha, maioritariamente Bermuda, as raízes das quais envolviam e infiltravam-se os litterbags, poderá explicar a perda quase total de celulose.
5. É assim visível que o EA tem um elevado poder de mineralização e como tal se bem gerido e aplicado, pode ser um excelente fertilizante orgânico. O RSU por seu lado, dado a sua estabilidade, é mais aconselhado como um fertilizante de manutenção, visto que sofre uma mineralização mais lenta e constante.
6. As espécies herbáceas (neste grupo de estudo em especial a cana-de-açúcar) parecem ser portanto aquelas que mais facilmente conseguem aceder aos nutrientes presentes nos resíduos, em especial no EA.

7. A densidade do sistema radicular das raízes parece ser também um factor que afecta a absorção de nutrientes, visto o forte aproveitamento das espécies herbáceas das ervas daninhas (embora estas ultimas independentemente do tipo de raiz, fasciculada ou aprumada, usualmente conseguem manter um estado de boa nutrição em quase todo o tipo de substracto).
8. A percentagem de lenhina teve uma perda similar à celulose no interior dos litterbags com RSU, com uma mineralização esperada de cerca de um terço visto a lenhina ser um composto recalcitrante. No entanto no EA a situação inverteu-se e os teores de lenhina aumentaram significativamente. Possivelmente durante o ano de incubação, algum material radicular ou outro, poderá ter entrado para o interior dos sacos contribuindo para a manutenção e/ou aumento deste material.
9. Os teores no solo de lípidos, açúcares e lenhina provaram ser baixos e sem grandes variações, não denotando alternâncias significativas mesmo entre os vários talhões das espécies testadas.
10. A celulose novamente foi a única que se destacou, dado que em ambos resíduos foi possível observar um comportamento similar nos talhões de choupo e salgueiro. Em ambos os casos o solo destas espécies vegetais, não demonstrou diminuição do teor de celulose, prevendo uma fraca afinidade para a mineralização do mesmo como fonte de nutriente.

## **5. Sugestões de Melhoramento da Metodologia**

Estudar o comportamento de mecanismos de mineralização da matéria orgânica no solo é um procedimento algo moroso e onde facilmente podem ocorrer perdas.

Um dos maiores problemas que se podem verificar, prende-se com a integridade dos sacos. Neste estudo ao se desenterrarem os litterbags por várias vezes se constatou a existência de sacos que acabavam por ser perfurados pelas raízes das plantas, quando estas vão em busca dos nutrientes. Embora isto seja um bom indicador do efectivo uso dos resíduos pelas plantas, implica ao mesmo tempo perturbações nos resultados finais pela saída excessiva de matéria de dentro dos sacos e também pela entrada de contaminantes exteriores.

O método funciona, apesar disso uma melhoria na resistência do tecido de nylon do qual os sacos são fabricados, mas que mantivesse ao mesmo tempo a sua porosidade e permitisse a troca de matéria, seria ideal.

## Referencias Bibliográficas

**Agência Portuguesa do Ambiente, 2010.** *Plano Nacional de Gestão de Resíduos 2011-2020*. Portal da Agência Portuguesa do Ambiente [Online]

[http://www.apambiente.pt/concursos/TGR/Documents/PNGR\\_2011-2020.pdf](http://www.apambiente.pt/concursos/TGR/Documents/PNGR_2011-2020.pdf) [Citação: Junho de 2011]

**Agbede, T. M., Ojeniyi, S. O. 2008.** *Tillage and poultry manure effects on soil fertility and sorghum yield in southwestern Nigeria*. Soil & Tillage Research. 2009, Vol. 104, pp. 74-81.

**Albiach, R., Canet, R. Pomares, F. Ingelmo, F. 2000.** *Microbial biomass content and enzymatic activities after the application of organic amendments to a horticultural soil*. Bioresource Technology. 2000, Vol. 75, pp. 43-48.

**Alves, T. F. 2009.** *Efeito dos exsudados radiculares na mineralização de resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. 2009, pp. 78.

**Barral, M. T., Paradelo, R. Moldes, A. B. Domínguez, M. Díaz-Fierros, F. 2008.** *Utilization of MSW compost for organic matter conservation in agricultural soils of NW Spain*. Resources, Conservation and recycling. 2009, Vol. 53, pp. 529-534.

**Beloso, M. C., et al. 1993.** *Carbon and nitrogen mineralization in an acid soil fertilized with composted urban refuses*. Bioresource Technology. 1993, Vol. 45, pp. 123-129.

**Berthe, C. Redon, E. Feuillade, G. 2008.** *Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two models of landfilling: An indicator of waste degradation*. Journal of Hazardous Materials. 2008, Vol. 154, pp. 262-271.

**Billings, S. A. 2006.** *Soil organic matter dynamics and land use change at a grassland/forest ecotone*. Soil Biology & Biochemistry. 2006, Vol. 38, pp. 2934-2943.

**Brady, N. C., Weil, R.R. 1999.** *The nature and properties of soils*. 12<sup>o</sup>ed. Prentice Hall Inc. New Jersey, USA. 212 p.

**Brito, M. 2008.** *Manual de compostagem*. Escola Superior Agrária de Viana do Castelo.[Online][http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual\\_Compostagem.htm](http://www.ci.esapl.pt/mbrito/compostagem/Manual_Compostagem.htm). Acedido em Agosto de 2011.

**Carava, F. Figueroa, D. Alguacil, M. M. Roldán, A. 2003.** *Application of composted urban residue enhanced the performance afforested shrub species in a degraded semiarid land*. Bioresource Technology. 2003, Vol. 90, pp. 65-70.

**Cherif, H., et al. 2009.** *Effects of municipal solid waste compost, farmyard manure and chemical fertilizers on wheat growth soil composition and soil bacterial characteristics under Tunisian arid climate*, European Journal of Soil Biology. 2009, Vol. 45, pp. 138-145.

**Cordovil, C. M. d. S. 2004.** *Dinâmica do azoto na reciclagem resíduos orgânicos aplicados ao solo*. Lisboa: Instituto Superior de Agronomia – Instituto do Ambiente, 2004. 56 p.

**Decreto-Lei n.º 178/2006 de 5 de Setembro**

**European Environment Agency, 2004.** *IRENA Indicator Fact Sheet 23 - Soil Erosion*. 2004.

**Fernandes, R. C. L. 2009.** *Recuperação de solos florestais ardidos com recurso a resíduos orgânicos e sua influência na matéria orgânica do solo*. Instituto Superior de Agronomia, Universidade Técnica de Lisboa. 2009, pp. 106.

**Garcia, C. et al. 1992.** *Mineralization in calcareous soil of a sewage sludge composted with different organic residues*. Waste Management & Research. 1992. Vol. 10, pp. 445-452.

**Gliotti, C., et al. 1997.** *Composition changes of dissolved organic matter in a soil amended with municipal waste compost*. Soil Science. 1997, Vol. 162, pp. 919-926.

**Grosbellet, C., Beaudet, L. V. Caubel, V. Charpentier, S. 2011.** *Improvement of soil structure formation by degradation of coarse organic matter*. Geoderma. 2011, Vol. 162, pp. 27-38.

**Instituto Nacional de Estatística. 2010.** *Estatísticas Agrícolas*. Portal do Instituto Nacional de Estatística. [Online] Instituto Nacional de Estatística, 2009.

[Citação: Julho de 2011.]

[http://www.ine.pt/ngt\\_server/attachfileu.jsp?look\\_parentBoui=123297957&att\\_display=n&att\\_download=y](http://www.ine.pt/ngt_server/attachfileu.jsp?look_parentBoui=123297957&att_display=n&att_download=y)

**Instituto Superior de Agronomia. 2009.** *Bioenergisa: Campo Pedagógico de Plantas Bioenergéticas*. [Online] <http://www.isa.utl.pt/files/pub/destaques/BIOENERGISACampoPedagogico.pdf> [Citação: Agosto de 2011]

**Lima, D. L. D., et al. 2008.** *Effects of organic and inorganic amendments on soil matter properties*. Geoderma. 2009, Vol. 150, pp. 38-45.

**Lisbon Metheorological Institute. 2009.** *Boletins Climatológicos*. Instituto de Meteorologia. [Online] <http://www.meteo.pt>. [Citação: 30 de Setembro de 2009.]

**Medina, João Manuel Bettencourt. 1993.** *Os solos da tapada da ajuda sob utilização agrícola*. Instituto Superior de Agronomia. Lisboa : Instituto Superior de Agronomia, 1993.  
RELATORIO DA ACTIVIDADE DO ALUNO ESTAGIÁRIO DO CURSO DE ENGº AGRÓNOMO.

**Ministério da Agricultura. 2009.** *Planos de Gestão de Efluentes Pecuários (PGEP)*. Ministério da Agricultura. [Online] <http://www.inrb.pt/gca/?id=479> [Citação: Março de 2011]

**Montemurro, F. Convertini, G. Ferri, D. Maiorana, M. 2005.** *MSW Compost Application on Tomato Crops in Mediterranean Conditions: Effects on Agronomic Performance and Nitrogen Utilization*. Compost Science & Utilization. 2005, Vol. 13, pp 234-242.

**Mori, K. Bernier, N. Kosaki, T. Ponge, J. F. 2008.** *Tree influence on soil biological activity: What else can be inferred from the optical examination of humus profiles?*. European Journal of Soil Biology. 2009, Vol. 45, pp. 290-300.

**Nyakatawa, E. Z. Reddy, K. C Sistani, K. R. 2000.** *Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties*. Soil & Tillage Research. 2001, Vol. 58, pp. 69-79.

**OCDE., 2006.** *Guidance Document on the Breakdown of Organic Matter in Litter Bags*. Paris: OCDE.

**Pedra, F. Polo, A. Ribeiro, A. Domingues, H. 2007.** *Effects of municipal solid waste compost and sewage sludge on mineralization of soil organic matter*. Soil Biology & Biochemistry. 2007, Vol. 39, pp. 1375-1382.

**Pascual, J. A. García, C. Hernandez, T. 1999.** *Comparison of fresh and composted organic waste in their efficacy for the improvement or arid soil quality*. Bioresource Technology. 1999, Vol. 68, pp. 255-264.

**PERSU II, 2011.** [Online] <http://www.maotdr.gov.pt/Admin/Files/Documents/PERSU.pdf> [Citação: Junho de 2011]

**Ponge, J. F. Jabiol, B. Gégout, J. C. 2010.** *Geology and climate conditions affect more humus forms than forest canopies at large scale in temperate forests*. Geoderma. 2011, Vol. 162, pp. 187-195.

**Qazi, M. A. Akram, M. Ahmad, N. Artiola, J. F. Tuller, M. 2009.** *Economical and environmental implications of soil waste compost applications to agricultural fields in Punjab, Pakistan*. Waste Management. 2009, Vol. 29, pp. 2437-2445.

**Reddy, et al. 2009.** *Long-term effects of poultry litter and conservation tillage on crop yields and soil phosphorus in cotton-cotton-corn rotation*. Fields Crops Research. 2009, Vol. 114, pp. 311-319.

**Ryan, M. G., Melillo, J. M., Ricca A. 1990.** *A comparison of Methods for determining proximate carbon fractions of forest litter*. Canadian Journal of Forest Research. 1990, Vol. 20, pp. 166-171.

**Sebastia, J. Labanowsky, J. Lamy, I. 2007.** *Changes in soil organic matter chemical properties after organic amendments*. Chemosphere. 2007, Vol. 68, pp. 1245-1253.

**Stevenson, F.J. 1994.** *Humus Chemistry: genesis, composition, reactions*. 2<sup>o</sup> ed. John Wiley & Sons, Inc. 496 p.

**Szogi, A. A., Vanotti, M.B. 2009.** *Prospects for Phosphorus recovery from poultry litter*. Bioresource Technology. 2009, Vol. 100, pp. 5461-5465.

**Uniovo, 2011.** *Ampliação da instalação avícola de produção de ovo de galinhas poedeiras da Uniovo – Ovos e derivados, S. A. Instalação de Casal Mourão II (Vale Gadão) – Freguesia de Areias – Concelho de Ferreira do Zêzere, Estudo de Impacte Ambiental.* Uniovo S.A.. [Online] [www.ccdr-lvt.pt](http://www.ccdr-lvt.pt) [Citação: Junho de 2011]

**Waldrip, H. M. He, Z. Erich, M. S. 2010.** *Effects of poultry manure amendment on phosphorus uptake by ryegrass, soil phosphorus fractions and phosphatase activity.* Biology and Fertility of Soils. 2011, Vol. 47, pp. 407-418.

**Warman, P. R. Rodd, A. V. Hicklenton, P. 2009.** *The effect of MSW compost and fertilizer on extractable soil elements and the growth of winter squash in Nova Scotia.* Agriculture, Ecosystems and Environment. 2009, Vol. 133, pp. 98-102.



## **Anexos**

## Índice de Anexos

Anexo 1: Resultados dos testes de Homogeneidade e Anova .....	D
Quadro 1: Análise estatística da pesagem dos litterbags contendo RSU .....	D
Quadro 2: Análise estatística da pesagem dos litterbags contendo EA .....	D
Quadro 3: Análise estatística de lípidos existentes no interior dos litterbags de RSU ...	E
Quadro 4: Análise estatística de açúcares existentes no interior dos litterbags de RSU .....	E
Quadro 5: Análise estatística de celulose existente no interior dos litterbags de RSU...F	F
Quadro 6: Análise estatística de lenhina existente no interior dos litterbags de RSU ....F	F
Quadro 7: Análise estatística de lípidos existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU .....	G
Quadro 8: Análise estatística de açúcares existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU .....	G
Quadro 9: Análise estatística de celulose existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU .....	H
Quadro 10: Análise estatística de lenhina existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU .....	H
Quadro 11: Análise estatística de lípidos existente no interior dos litterbags de EA .....	I
Quadro 12: Análise estatística de açúcares existentes no interior dos litterbags de EA.....	I
Quadro 13: Análise estatística de celulose existente no interior dos litterbags de EA ...	J
Quadro 14: Análise estatística de lenhina existente no interior dos litterbags de EA .....	J
Quadro 15: Análise estatística de lípidos existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA .....	K
Quadro 16: Análise estatística de açúcares existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA.....	K
Quadro 17: Análise estatística de celulose existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA .....	L
Quadro 18: Análise estatística de lenhina existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA .....	L
Quadro 19: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lípidos existentes no interior dos litterbags.....	M
Quadro 20: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lípidos existentes no solo envolvente aos litterbags .....	N
Quadro 21: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de açúcares existentes no interior dos litterbags .....	O
Quadro 22: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de Açúcares existentes no solo envolvente aos litterbags.....	P
Quadro 23: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de Celulose existente no interior dos litterbags.....	Q
Quadro 24: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de celulose existente no solo envolvente aos litterbags .....	R
Quadro 25: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lenhina existentes no interior dos litterbags .....	S

Quadro 26: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lenhina existente no solo envolvente aos litterbags .....	T
Quadro 35: Formulário criado pelo autor para o preenchimento de todos os dados necessários à correcta análise e processamento de dados do fraccionamento da matéria orgânica.....	V
Anexo 2: Paper publicado na Conferência Internacional Ramiran 2010.....	W
Anexo 3: Documento de confirmação de participação na Conferência Internacional Ramiran.....	X

## Anexo 1: Resultados dos testes de Homogeneidade e Anova

**Quadro 1: Análise estatística da pesagem dos litterbags contendo RSU**

Final			
		N	Subset
			1
	V1		
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Açucar	3	49,600
	Cana Reino	3	51,100
	Choupo	3	52,000
	Salgueiro	3	52,133
	Controlo	3	53,467
	Capim	3	54,400
	Eucalipto	3	57,200
	Sig.		,258

**Quadro 2: Análise estatística da pesagem dos litterbags contendo EA**

Final			
		N	Subset
			1
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	V1		
	Salgueiro	3	22,433
	Choupo	3	22,900
	Capim	3	23,533
	Cana Reino	3	23,800
	Cana Açucar	3	24,067
	Controlo	3	25,500
	Eucalipto	3	25,500
	Sig.		,157

**Quadro 3: Análise estatística de lípidos existentes no interior dos litterbags de RSU**

lípidos				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Açucar	9	,007372	
	Choupo	9	,007850	
	Salgueiro	9	,007972	
	Eucalipto	9	,008833	
	Capim	9	,009978	,009978
	Controlo	9	,011922	,011922
	Cana Reino	9		,017544
	Sig.		,618	,088

**Quadro 4: Análise estatística de açúcares existentes no interior dos litterbags de RSU**

Açúcar				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Reino	9	,008989	
	Salgueiro	9	,013244	,013244
	Controlo	9	,013444	,013444
	Eucalipto	9	,014144	,014144
	Capim	9	,016811	,016811
	Cana Açucar	9		,019367
	Choupo	9		,019450
	Sig.		,130	,365

**Quadro 5: Análise estatística de celulose existente no interior dos litterbags de RSU**

Celulose				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Controlo	9	,059322	
	Cana Açucar	9	,059706	,059706
	Choupo	9	,063356	,063356
	Capim	9	,063911	,063911
	Cana Reino	9	,066606	,066606
	Salgueiro	9	,072017	,072017
	Eucalipto	9		,072433
	Sig.		,053	,052

**Quadro 6: Análise estatística de lenhina existente no interior dos litterbags de RSU**

Lenhina				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Capim	9	,0539	
	Cana Reino	9	,0543	
	Eucalipto	9	,0546	
	Cana Açucar	9	,0562	,0562
	Salgueiro	9	,0580	,0580
	Choupo	9	,0581	,0581
	Controlo	9		,0603
	Sig.		,266	,298

**Quadro 7: Análise estatística de lípidos existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU**

lípidos				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Açucar	9	,011906	
	Eucalipto	9	,020744	,020744
	Capim	9	,021400	,021400
	Cana Reino	9	,024600	,024600
	Controlo	9	,028244	,028244
	Choupo	9		,032022
	Salgueiro	9		,035478
	Sig.		,166	,268

**Quadro 8: Análise estatística de açúcares existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU**

Açúcar				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Eucalipto	9	,002056	
	Salgueiro	9	,008306	,008306
	Cana Reino	9	,013233	,013233
	Controlo	9	,013756	,013756
	Capim	9	,015300	,015300
	Cana Açucar	9	,015606	,015606
	Choupo	9		,016833
	Sig.		,092	,575

**Quadro 9: Análise estatística de celulose existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU**

Celulose					
V1		N	Subset		
			1	2	3
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Eucalipto	9	,638067		
	Capim	9	,650689	,650689	
	Cana Açucar	9	,653322	,653322	
	Cana Reino	9	,677433	,677433	,677433
	Choupo	9	,700956	,700956	,700956
	Controlo	9		,708622	,708622
	Salgueiro	9			,721789
	Sig.		,051	,092	,339

**Quadro 10: Análise estatística de lenhina existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de RSU**

Lenhina					
V1		N	Subset		
			1	2	3
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Eucalipto	9	,035589		
	Cana Açucar	9	,036528	,036528	
	Capim	9	,040067	,040067	
	Salgueiro	9		,044283	,044283
	Controlo	9			,048800
	Choupo	9			,049844
	Cana Reino	9			,050256
	Sig.		,690	,105	,357



**Quadro 11: Análise estatística de lípidos existente no interior dos litterbags de EA**

lípidos					
V1		N	Subset		
			1	2	3
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Capim	9	-,000378		
	Cana Reino	9	,000511		
	Eucalipto	9	,005089	,005089	
	Salgueiro	9	,005844	,005844	,005844
	Controlo	9		,008911	,008911
	Cana Açucar	9		,009467	,009467
	Choupo	9			,013711
	Sig.		,261	,671	,072

**Quadro 12: Análise estatística de açúcares existentes no interior dos litterbags de EA**

Açúcar			
V1		N	Subset
			1
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Reino	9	,01709
	Eucalipto	9	,01933
	Controlo	9	,02051
	Capim	9	,02133
	Cana Açucar	9	,02272
	Salgueiro	9	,02580
	Choupo	9	,03134
	Sig.		,145

**Quadro 13: Análise estatística de celulose existente no interior dos litterbags de EA**

Celulose				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Controlo	9	-,016911	
	Choupo	9	-,002733	-,002733
	Salgueiro	9	,003000	,003000
	Cana Reino	9	,004644	,004644
	Capim	9	,011178	,011178
	Eucalipto	9		,015478
	Cana Açucar	9		,017044
	Sig.		,061	,368

**Quadro 14: Análise estatística de lenhina existente no interior dos litterbags de EA**

Lenhina					
V1		N	Subset		
			1	2	3
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Salgueiro	9	,024689		
	Cana Reino	9	,024978		
	Capim	9	,025378		
	Choupo	9	,028211	,028211	
	Controlo	9	,031111	,031111	
	Cana Açucar	9		,035422	,035422
	Eucalipto	9			,042778
	Sig.		,412	,275	,254

**Quadro 15: Análise estatística de lípidos existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA**

lípidos			
		N	Subset
V1			1
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Eucalipto	9	,028078
	Salgueiro	9	,028378
	Controlo	9	,028678
	Cana Reino	9	,030589
	Choupo	9	,034667
	Capim	9	,035844
	Cana Açucar	9	,037789
	Sig.		,893

**Quadro 16: Análise estatística de açúcares existentes no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA**

Açúcar				
		N	Subset	
V1			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Capim	9	,000200	
	Choupo	9	,004261	,004261
	Cana Açucar	9	,014078	,014078
	Controlo	9	,014556	,014556
	Cana Reino	9	,015367	,015367
	Salgueiro	9		,018178
	Eucalipto	9		,019083
	Sig.		,075	,087

**Quadro 17: Análise estatística de celulose existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA**

Celulose				
V1		N	Subset	
			1	2
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Reino	9	,630467	
	Cana Açucar	9	,660622	,660622
	Controlo	9	,661733	,661733
	Eucalipto	9	,678450	,678450
	Salgueiro	9	,679733	,679733
	Choupo	9		,690783
	Capim	9		,699456
	Sig.		,176	,440

**Quadro 18: Análise estatística de lenhina existente no solo envolvente aos interior dos litterbags de EA**

Lenhina			
V1		N	Subset
			1
Tukey HSD <sup>a, b, c</sup>	Cana Reino	9	,037756
	Choupo	9	,041928
	Controlo	9	,042950
	Salgueiro	9	,043478
	Cana Açucar	9	,043900
	Eucalipto	9	,045744
	Capim	9	,045889
	Sig.		,086

**Quadro 19: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lípidos existentes no interior dos litterbags**

**Lípidos Residuo**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset			
		1	2	3	4
CapimEA	9	-,000378			
Cana ReinoEA	9	,000511	,000511		
EucaliptoEA	9	,005089	,005089	,005089	
SalgueiroEA	9	,005844	,005844	,005844	
Cana Açucar	9	,007372	,007372	,007372	
Choupo	9	,007850	,007850	,007850	
Salgueiro	9	,007972	,007972	,007972	
Eucalipto	9	,008833	,008833	,008833	,008833
ControloEA	9		,008911	,008911	,008911
Cana AçucarEA	9		,009467	,009467	,009467
Capim	9			,009978	,009978
Controlo	9			,011922	,011922
ChoupoEA	9			,013711	,013711
Cana Reino	9				,017544
Sig.		,051	,066	,092	,085

**Quadro 20: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lípidos existentes no solo envolvente aos litterbags**

**Lípidos Terra**

TukeyHSD<sup>a,b,c</sup>

V1	N	Subset	
		1	2
Cana Açucar	9	,011906	
Eucalipto	9	,020744	,020744
Capim	9	,021400	,021400
Cana Reino	9	,024600	,024600
EucaliptoEA	9	,028078	,028078
Controlo	9	,028244	,028244
SalgueiroEA	9	,028378	,028378
ControloEA	9	,028678	,028678
Cana ReinoEA	9	,030589	,030589
Choupo	9	,032022	,032022
ChoupoEA	9	,034667	,034667
Salgueiro	9	,035478	,035478
CapimEA	9	,035844	,035844
Cana AçucarEA	9		,037789
Sig.		,079	,540

**Quadro 21: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de açúcares existentes no interior dos litterbags**

**Açúcare Residuo**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset		
		1	2	3
Cana Reino	9	,008989		
Salgueiro	9	,013244	,013244	
Controlo	9	,013444	,013444	
Eucalipto	9	,014144	,014144	
Capim	9	,016811	,016811	,016811
Cana ReinoEA	9	,017089	,017089	,017089
EucaliptoEA	9	,019333	,019333	,019333
Cana Açucar	9	,019367	,019367	,019367
Choupo	9	,019450	,019450	,019450
ControloEA	9	,020511	,020511	,020511
CapimEA	9	,021333	,021333	,021333
Cana AçucarEA	9	,022722	,022722	,022722
SalgueiroEA	9		,025800	,025800
ChoupoEA	9			,031344
Sig.		,115	,214	,071

**Quadro 22: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de Açúcares existentes no solo envolvente aos litterbags**

**Açúcar Terra**

TukeyHSD<sup>a,b,c</sup>

V1	N	Subset	
		1	2
CapimEA	9	,000200	
Eucalipto	9	,002056	,002056
ChoupoEA	9	,004261	,004261
Salgueiro	9	,008306	,008306
Cana Reino	9	,013233	,013233
Controlo	9	,013756	,013756
Cana AçucarEA	9	,014078	,014078
ControloEA	9	,014556	,014556
Capim	9	,015300	,015300
Cana ReinoEA	9	,015367	,015367
Cana Açucar	9	,015606	,015606
Choupo	9	,016833	,016833
SalgueiroEA	9		,018178
EucaliptoEA	9		,019083
Sig.		,071	,057



**Quadro 23: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de Celulose existente no interior dos litterbags**

**Celulose Residuo**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset		
		1	2	3
ControloEA	9	-,016911		
ChoupoEA	9	-,002733	-,002733	
SalgueiroEA	9	,003000	,003000	
Cana ReinoEA	9	,004644	,004644	
CapimEA	9		,011178	
EucaliptoEA	9		,015478	
Cana AçucarEA	9		,017044	
Controlo	9			,059322
Cana Açucar	9			,059706
Choupo	9			,063356
Capim	9			,063911
Cana Reino	9			,066606
Salgueiro	9			,072017
Eucalipto	9			,072433
Sig.		,171	,286	,872

**Quadro 24: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de celulose existente no solo envolvente aos litterbags**

**Celulose Terra**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset			
		1	2	3	4
Cana ReinoEA	9	,630467			
Eucalipto	9	,638067	,638067		
Capim	9	,650689	,650689	,650689	
Cana Açucar	9	,653322	,653322	,653322	,653322
Cana AçucarEA	9	,660622	,660622	,660622	,660622
ControloEA	9	,661733	,661733	,661733	,661733
Cana Reino	9	,677433	,677433	,677433	,677433
EucaliptoEA	9	,678450	,678450	,678450	,678450
SalgueiroEA	9	,679733	,679733	,679733	,679733
ChoupoEA	9	,690783	,690783	,690783	,690783
CapimEA	9	,699456	,699456	,699456	,699456
Choupo	9		,700956	,700956	,700956
Controlo	9			,708622	,708622
Salgueiro	9				,721789
Sig.		,051	,114	,204	,054

**Quadro 25: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lenhina existentes no interior dos litterbags**

**Lenhina Residuo**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset			
		1	2	3	4
SalgueiroEA	9	,0247			
Cana ReinoEA	9	,0250			
CapimEA	9	,0254			
ChoupoEA	9	,0282	,0282		
ControloEA	9	,0311	,0311		
Cana AçucarEA	9		,0354	,0354	
EucaliptoEA	9			,0428	
Capim	9				,0539
Cana Reino	9				,0543
Eucalipto	9				,0546
Cana Açucar	9				,0562
Salgueiro	9				,0580
Choupo	9				,0581
Controlo	9				,0603
Sig.		,435	,251	,223	,438

**Quadro 26: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies no teor de lenhina existente no solo envolvente aos litterbags**

**Lenhina Terra**

Tukey HSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset			
		1	2	3	4
Eucalipto	9	,035589			
Cana Açucar	9	,036528	,036528		
Cana ReinoEA	9	,037756	,037756		
Capim	9	,040067	,040067	,040067	
ChoupoEA	9	,041928	,041928	,041928	,041928
ControloEA	9	,042950	,042950	,042950	,042950
SalgueiroEA	9	,043478	,043478	,043478	,043478
Cana AçucarEA	9	,043900	,043900	,043900	,043900
Salgueiro	9	,044283	,044283	,044283	,044283
EucaliptoEA	9		,045739	,045739	,045739
CapimEA	9		,045889	,045889	,045889
Controlo	9			,048800	,048800
Choupo	9				,049844
Cana Reino	9				,050256
Sig.		,134	,073	,130	,182

**Quadro 27: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies na perda de peso dos litterbags com RSU**

**RSU**

TukeyHSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset	
		1	2
Eucalipto	3	6,27	
Controlo	3	6,67	6,67
Salgueiro	3	7,99	7,99
Choupo	3	8,11	8,11
Cana Reino	3	9,01	9,01
Capim	3	9,03	9,03
Cana Açúcar	3		10,55
Sig.		,295	,063

**Quadro 28: Análise estatística da variância entre as diferentes espécies na perda de peso dos litterbags com EA**

**EA**

TukeyHSD<sup>a, b, c</sup>

V1	N	Subset
		1
Eucalipto	3	34,6500
Controlo	3	34,6700
Cana Açúcar	3	36,1133
Cana Reino	3	36,3500
Capim	3	36,6400
Choupo	3	37,1967
Salgueiro	3	37,7067
Sig.		,164

Tipo: \_\_\_\_\_ nº \_\_\_\_\_

Resultados  
Fraccionamento carbono

Data: \_\_/\_\_/\_\_

Dia 2

	Peso (na prata)				Humidade %	Cadinho		Peso Filtro	nº caixa de filtragem	Peso amostra caixa de pesagem	Peso dps de filtrado	Peso gorduras
	Prata	Amostra	Soma	Seco		nº	Peso					
_____ 'I												
_____ 'II												
_____ 'III												

Dia 3

Dia 4

	Cadinho		Peso Filtro	Soma	Peso filtrado seco + 2 filtros	Peso amostra	Peso açúcares	amostra	H2SO4	Água desion. mL(28ml/1ml acd.	Cadinho		Peso Filtro
	nº	Peso					g				nº	Peso	
_____ 'I													
_____ 'II													
_____ 'III													

Dia 5

	Cadinho seco		Peso filtrd seco-3filtros-cad=Celulose	Peso muflado	Peso lenhinha
	nº	Peso			
_____ 'I					
_____ 'II					
_____ 'III					

Diluição do ácido (96 para 72%)  
1 água ~ 3 ácido  
1ml água ~ 3ml ácido

	inicio		fim
Banho maria	h	>	h
Autoclave	h	>	h
Mufla	h	>	h

**Quadro 29: Formulário criado pelo autor para o preenchimento de todos os dados necessários à correcta análise e processamento de dados do fraccionamento da matéria orgânica**

# Does field application of poultry manure alter native plant species growth?

Mendes, P, Cordovil C M d S

Instituto Superior de Agronomia, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal Email: cms@isa.utl.pt

## INTRODUCTION

Application of manures to soils with forest or bio-energetic crops has the potential to significantly improve the physical and chemical quality of these soils, as well as restore degraded ones, by influencing the invasion of native plant species. Poultry manure, is known to supply significant quantities of nutrients namely N to plant nutrition. Its application to the field, not only contributes to plant growth, but enhances the populations of specific native plant species.



## MATERIALS AND METHODS

In situ litter bag field experiment in a bioenergetic crops field

Herbaceous plots 2x5 m<sup>2</sup>

– Elephant Grass (*Pennisetum purpureum* L.), Giant Cane (*Arundo donax* L.), Sugar Cane (*Saccharum officinarum* L.)

Tree plots 5x6 m<sup>2</sup>

– Blue Gum (*Eucalyptus globulus* L), Black Cottonwood (*Populus trichocarpa* Torr. Gray), Willow (*Salix salviifolia* ssp).

randomized block design

Vertisol (pH 8.0, 0.14 gN/100g) and poultry manure (pH 6.2, 98% OM, 3.5 gN/100 g, C/N 28) Quadrat method 0.5 m

– Richness, Cover, Abundance, Density

Species present – 12

*Achanteus mollis* L. (Am)  
*Bromus diandrus* Roth (Bd)  
*Conyza bonariensis* (L.) Cronq. (Cb)  
*Conyza canadensis* (L.) Cronq. (Cc)  
*Daucus carota* L. (Dc)  
*Geranium molle* L. (Gm)

*Medicago blanchiana* Boiss. (Mb)  
*Melilotus segetalis* (Brot.) Ser. (Ms)  
*Oxalis pescaprae* L. (Op)  
*Picris echinoides* L. (Pe)  
*Populus trichocarpa* Torr. & A. Grey (Pt)  
*Vicia sativa* L. (Vs)

Control



Poultry manure



■ Bd ■ Cc ■ Mb ■ Op ■ Pe

## CONCLUSIONS

Dominance of *Oxalis pescaprae* L. (Bermuda Buttercup)

•Poultry manure enhanced 29% the density of plant cover

•Poultry manure stimulates emergence of *Picris echinoides* L. (Bristly ox-tongue)

### **Anexo 3: Documento de confirmação de participação na Conferência Internacional Ramiran, 2010**

#### **0333 - Does field application of poultry manure alter native plant species growth?**

Mendes, P, Cordovil C M d S, Basanta, R.

*Instituto Superior de Agronomia, TU Lisbon, Tapada da Ajuda, 1349-017 Lisboa, Portugal*

Sustainable management of soil, air and water is among the challenges and priorities of the new century. The production of animal manures has been increasing markedly, due to the greater meat demand. Application of these residues to soils with forest or bio-energetic crops has the potential to significantly improve the physical and chemical quality of these soils, as well as restore degraded ones, by influencing the invasion of native plant species. The addition of poultry manure, is known to supply significant quantities of nutrients namely N to plant nutrition. Its application to the field, not only contributes to plant growth, but enhances the populations of specific native plant species. A field experiment was set up in selected bio-energetic fields. Poultry manure was buried in seven different plots cultivated with three herbaceous, three woody bio-energetic crops and one control, using a randomized design of the buried bag method. One year after burial the native herbaceous species were accounted for, using the quadrat method. Data collected was analysed for abundance, density, frequency, cover and richness of species. A dominant cover by *Oxalis pes-caprae* L. was present in the control field, where no crop was cultivated. The application of poultry manure enhanced plant cover in 29% and duplicated the richness of species. Where poultry manure was buried, an evidence of frequency of *Picris echioides* L. was recorded.